



Coastal Brownfield Remediation

Smjernice za sanaciju industrijski onečišćenih „brownfield“ područja (Brownfield Remediation Roadmap)

Ožujak, 2024.

Autori: prof. dr. sc. Dalibor Carević, izv. prof. dr. sc. Marijana Serdar, dr. sc. Ivana Carević,
Hajdi Biuk

Suradnici: prof. dr. sc. Lasse Berntzen i izv. prof. dr. dc. Marius Rohde Johannessen

Bilateralna inicijativa “Strategije cjelovitog oporavka obalnih brownfield područja (2023.-2024.)” financirana je u okviru Fonda za bilateralne odnose EGP i Norveškog financijskog mehanizma za razdoblje 2014.-2021.

SADRŽAJ

1	UVOD.....	3
2	ZAKONSKA REGULATIVA.....	5
2.1	Pravni okvir za odgovornost za štetu na razini Europske unije i Hrvatske ...	5
2.2	Pravni okvir za postupanje s otpadom na razini Europske unije i Hrvatske .	6
2.2.1	Europski zakonodavni okvir	6
2.2.2	Hrvatski zakonodavni okvir	9
2.3	Pravni okvir za zaštitu tla na razini Europske unije i Hrvatske	26
2.3.1	Europski zakonodavni okvir	26
2.3.2	Hrvatski zakonodavni okvir	35
2.4	Pravni okvir za onečišćenja vode.....	37
3	NORVEŠKE NACIONALNE PREPORUKE ZA SANACIJU BROWNFIELD PODRUČJA	39
3.1	Nacionalne preporuke – primjer Norveške	39
4	SMJERNICE ZA SANACIJU BROWNFIELD PODRUČJA U HRVATSKOJ.....	41
4.1	Uvod	41
4.2	Prethodne radnje	41
4.3	Provedba sanacije	44
4.4	Postupak oporabe otpada u građevinarstvu	45
5	PRIMJERI SANACIJE BROWNFIELD PODRUČJA U NORVEŠKOJ I HRVATSKOJ	47
5.1.1	Željezara Notodden	47
5.1.2	Tvornica Dalmacija Dugi Rat	49
	Prilog 1 TA25532009 Health-based condition classes for contaminated land (Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje) - (prevedeno sa norveškog na hrvatski.....	55
	Prilog 2 TA162999 Guidance on risk assessment of contaminated land (na norveškom	56
	Prilog 3 Guide 02_2018 Classification of environmental condition in water (na norveškom.....	57

1 UVOD

Brownfield („preskočena“) područja su napuštene nekretnine ili nekretnine koje su se prestale koristiti u svojoj izvornoj namjeni¹. Njihov je nastanak najčešće povezan s gospodarskim promjenama uzrokovanim propadanjem tradicionalnih industrija, s procesima pretvorbe i privatizacije, kao i s reorganizacijom obrambenog sustava. Hrvatska agencija za okoliš klasificirala je ukupno 928 lokacija u obalnim županijama kao onečišćene. Brownfield područja često imaju problema s onečišćenjem te zahtijevaju multidisciplinarnu intervenciju kako bi se ponovno koristile u korist zajednice.

Jedna od takvih područja je područje bivše tvornice Dalmacija d.d. na Dugom Ratu. Bivša tvornica Dalmacija d.d. započela je s radom 1912. g., a prvotno je proizvodila kalcijev karbid i kalcijev cijanamid, te povremeno ferosilicij. Tijekom 1969. g. započela je proizvodnja ugljičnog ferokroma, a troska iz procesa proizvodnje se zajedno s ostalim krutim otpadnim materijalima bacala u more. 1979. g. napuštena je proizvodnja kalcijevog karbida i cijanamida, a sav materijal od rušenja starih zgrada i pogona zajedno s troskom iz proizvodnje bacan je u more. Tvornica Dalmacija je prestala s radom u rujnu 2000. g. što znači da se troska odbacivala u more 30 godina. Ukupno je u tom periodu odbačeno oko 1.670.000 m³ troske i ostalih materijala.

Rješavanje brownfield područja uključuje multidisciplinarni pristup i niz koraka za procjenu, sanaciju i ponovni razvoj tih lokacija za produktivnu i održivu upotrebu. **Republika Hrvatska trenutno nema zakonodavni niti pravni okvir za sustavnim rješavanjem onečišćenih industrijskih brownfield područja** kao što je primjer Tvornice Dalmacija na Dugom Ratu.

U sklopu projekta „Strategije cjelovitog oporavka obalnih brownfield područja (2023.-2024.)“, financiranog od strane EEA & Norway grants napravljen je ovaj dokument „Smjernice za sanaciju industrijski onečišćenih „brownfield“ područja (Brownfield Remediation Roadmap) kao osnova za budući zakonodavni okvir.

Smjernice su nastale u suradnji i konzultaciji s norveškim partnerima i stručnjacima, među kojima se ističu Kajsa Onshuus (GrunnTeknikk AS, Norway) Olav Berget i Janne Vaeringstad (Notodden Municipality), Kristofer Larsen i Haakon Rui (NOAH Norway) te Lasse Berntzen (University of South-Eastern Norway – USN). Njihovo bogato iskustvo u sanaciji onečišćenih područja te prijenos znanja bilo je ključno u oblikovanju ovih smjernica.

Smjernice su utemeljene na dokumentu u prilogu 1, TA25532009, **Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje**, prevedenom s

¹ Matković, Jakovčić: Brownfield prostori i njihova regeneracija; Definicije i pristupi, Prostor : znanstveni časopis za arhitekturu i urbanizam, Vol. 27 No. 2(58), 2019.

norveškog na hrvatski jezik. Ovaj dokument služi kao osnova norveške nacionalne legislative za sanaciju takvih područja.

U Hrvatskoj trenutačno ne postoje propisi koji definiraju postupanje s industrijski onečišćenim tlom, te se u budućnosti od strane Republike Hrvatske može očekivati implementacija Direktive o praćenju tla i otpornosti tla, koja se primjenjuje na sva tla država članica, a kojom će se morati definirati metodologija klasifikacije onečišćenja tla i procjene rizika povezanih s onečišćenjem tla. Zbog svega navedenoga, **svrha ovih Smjernica je da posluže zakonodavnim i regulatornim tijelima kao podloga za formiranje budućih nacionalnih pravilnika za postupanje s onečišćenim tlom s naglaskom na utjecaj na zdravlje.**

Republika Hrvatska s druge strane ima jasne zakone i pravilnike kojima se definira postupanje s otpadom i odlagalištima otpadom te definiraju postupci ukidanja statusa otpada, kako bi se određeni otpad mogao koristiti u drugim industrijama. S obzirom da je jedna od industrija od interesa u kojoj se otpadni materijali često žele koristiti upravo građevinarstvo, **svrha ovih Smjernica je i ukazivanje na pravilne postupke gospodarenja otpadom i pretvaranja otpada u nusproizvod od interesa u građevinarstvu.**

2 ZAKONSKA REGULATIVA

2.1 Pravni okvir za odgovornost za štetu na razini Europske unije i Hrvatske

Osnovni pravni okvir za odgovornost za štetu u okolišu propisan je **Direktivom 2004/35/EZ**² Europskog parlamenta i Vijeća od 21. travnja 2004. o odgovornosti za okoliš u pogledu sprečavanja i otklanjanja štete u okolišu. Direktiva se temelji na načelu **onečišćivač plaća**, odnosno nastoji osigurati financijsku odgovornost operatera čija je djelatnost uzrokovala štetu u okolišu.

Direktiva se odnosi na štetu u okolišu prouzročenu bilo kojom od profesionalnih djelatnosti navedenih u Prilogu III. Direktive kao i na svaku prijeteću opasnost od takve štete. Obuhvaćene su djelatnosti za koje postoji opasnost od uzrokovanja onečišćenja i zagađenja, a nakon višestrukog širenja opsega, sada se primjenjuje na: djelatnosti energetske industrije, proizvodnje i obrade metala, mineralne industrije, kemijske industrije, gospodarenja otpadom, proizvodnje celuloze, papira i kartona u velikim količinama, industriju tekstila i veliku proizvodnju mesa, mliječnih proizvoda i hrane. Direktiva se primjenjuje i na profesionalne djelatnosti izvan onih navedenih u Prilogu III kad je u pitanju šteta nanesena zaštićenim vrstama i prirodnim staništima skrivljeno ili s nemarom. Sukladno Direktivi, ako je došlo do štete u okolišu, operater mora obavijestiti nadležno tijelo i poduzeti sve primjenjive mjere za nadzor onečišćujućih tvari, postupanje s njima s ciljem ograničavanja ili sprječavanja daljnje štete u okolišu i nepovoljnih utjecaja na zdravlje ljudi te poduzeti potrebne mjere otklanjanja.

Direktiva je prenesena u pravni poredak Republike Hrvatske kroz odredbe **Zakona o zaštiti okoliša** (NN 80/13, 153/13, 78/15, 12/18, 118/18, dalje: Zakon o zaštiti okoliša)³, i **Uredbom o odgovornosti za štete u okolišu** (NN 31/17, 50/20; dalje: Uredba)⁴. Prije usklađenja s europskim propisima, primjenjivala se **Uredba o načinu utvrđivanja šteta u okolišu** (NN 139/08)⁵ te **Pravilnik o mjerama otklanjanja šteta u okolišu i sanacijskim programima** (NN145/08)⁶, pri čemu se Pravilnik još uvijek primjenjuje u dijelovima koji nisu u suprotnosti sa **Zakonom o zaštiti okoliša**, do donošenja novog pravilnika.

² Europski parlament i Vijeće Europske unije: Direktiva 2004/35/EZ Europskog parlamenta i Vijeća od 21. travnja 2004. o odgovornosti za okoliš u pogledu sprečavanja i otklanjanja štete u okolišu

³ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Zakona o zaštiti okoliša (NN 80/13, 153/13, 78/15, 12/18, 118/18)

⁴ Vlada Republike Hrvatske: Uredba o odgovornosti za štete u okolišu (NN 31/17, 50/20)

⁵ Vlada Republike Hrvatske: Uredba o načinu utvrđivanja šteta u okolišu (NN 139/08)

⁶ Ministarstvo zaštite okoliša, prostornog uređenja i graditeljstva: Pravilnik o mjerama otklanjanja šteta u okolišu i sanacijskim programima (NN145/08)

2.2 Pravni okvir za postupanje s otpadom na razini Europske unije i Hrvatske

2.2.1 Europski zakonodavni okvir

- **Direktiva o gospodarenju otpadu (Waste Framework Directive): Direktiva (EU) 2018/851 Europskog parlamenta i Vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 2008/98/EZ o otpadu⁷**

Direktivom se utvrđuje pravni okvir obrade otpada u Europskoj uniji (EU) te predstavlja glavni zakonodavni dokument o otpadu na razini EU. Direktivom se uspostavlja hijerarhija otpada, Slika 1. Dodatno se naglašava da kod primjene hijerarhije otpada, države članice moraju poduzeti mjere kojima potiču rješenja koja nude najbolji ukupni učinak na okoliš. To može zahtijevati da se za posebne tijekomove otpada odstupi od navedene hijerarhije u slučajevima poduzimanja mjera koje imaju najbolji ukupni učinak na okoliš i **zasnivaju se na razmatranju životnog ciklusa o ukupnim utjecajima pri nastanku i gospodarenju takvim otpadom.**



Slika 1 Hijerarhija otpada

Direktivom se utvrđuju mjere za zaštitu okoliša i zdravlja ljudi sprečavanjem ili umanjnjem štetnih učinaka proizvodnje i gospodarenja otpadom i umanjnjem sveukupnih učinaka uporabe resursa te poboljšanjem efikasnosti te uporabe. U skladu s načelom „onečišćivač plaća”, troškove gospodarenja otpadom snosi izvorni proizvođač otpada ili trenutni odnosno prethodni posjednici otpada. Dodatno su dani primjeri ekonomskih instrumenata i drugih mjera za pružanje poticaja za primjenu hijerarhije otpada (Prilog IV Direktive (EU) 2018/851). Nadležna nacionalna tijela moraju izraditi planove gospodarenja otpadom i programe za sprječavanje nastanka otpada.

⁷ Europski parlament, Vijeće Europske unije: Direktiva (EU) 2018/851 Europskog parlamenta i Vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 2008/98/EZ o otpadu

Iz područje primjene ove Direktive **isključuje se (prema članku 2.) zemlja/tlo (in situ) uključujući neiskopano onečišćeno tlo i građevine trajno povezane sa zemljište**, te neonečišćeno tlo i drugi materijali iz prirode iskopani tijekom građevinskih aktivnosti ako je nedvojbeno da će se taj materijal koristiti za građevinske svrhe u svojem prirodnom obliku na lokaciji s koje je iskopan.

- **Direktiva o odlagalištima otpada: Direktiva (EU) 2018/850 Europskog parlamenta i Vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 1999/31/EZ o odlagalištima otpada⁸:**

Direktiva o odlagalištima sadržava pravila o upravljanju odlagalištima otpada te uvjetima dozvole za odlagališta otpada, njihovu zatvaranju i naknadnom održavanju. Prvotni cilj Direktive 1999/31/EZ o odlagalištima otpada⁹ je, pomoću strogih radnih i tehničkih zahtjeva o otpadu i odlagalištima, osigurati mjere, postupke i smjernice za sprečavanje štetnih utjecaja na okoliš ili njihovo smanjenje u najvećoj mogućoj mjeri, i to naročito za sprečavanje i smanjenje onečišćenje površinskih voda, podzemnih voda, tla i zraka te globalnog okoliša, uključujući efekt staklenika, kao i svake opasnosti za zdravlje ljudi do kojeg bi moglo doći zbog odlaganja otpada tijekom cijelog životnog vijeka odlagališta.

Odlagališta se dijele u tri kategorije: odlagalište za opasni otpad, odlagalište za neopasni otpad i odlagalište za inertni otpad. Otpad koji je klasificiran kao inertni odlaže se na odlagalištu za inertni otpad, otpad klasificiran kao neopasni ne smije biti obuhvaćen **Direktivom 91/689/EEZ¹⁰** kako bi se mogao odložiti na odlagalište neopasnog otpada. Okvirni prihvatni popis za odlagališta opasnog otpada bi se trebao sastojati samo od onih vrsta otpada koje su obuhvaćene Direktivom 91/689/EEZ, te takve vrste otpada ne biti smjele biti prihvaćene na odlagalište opasnog otpada bez prethodne obrade u slučaju da pokazuju da je njihov ukupni sadržaj potencijalno opasan ili da je procjeđivanje potencijalno opasnih sastojaka dovoljno visoko da predstavlja kratkoročni rizik za rukovanje ili okoliš ili da sprečavaju nužnu stabilizaciju otpada unutar roka u okviru predviđenog životnog vijeka odlagališta.

Nadopunjena **Direktiva (EU) 2018/850**, u skladu sa prijelazom na kružno gospodarstvo, dodatno postavlja za cilj osigurati postupno smanjenje odlaganja otpada, posebno otpada koji je pogodan za recikliranje ili drugi postupak uporabe. Direktivom se uvode ograničenja za odlaganje od 2030. za sav otpad koji je pogodan za recikliranje ili za druge postupke materijalne i energetske uporabe, te se postavlja cilj ograničavanja udjela odloženog komunalnog otpada na 10 % do 2035. Nadalje,

⁸ Europski parlament, Vijeće Europske unije: Direktiva (EU) 2018/850 Europskog parlamenta i Vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 1999/31/EZ o odlagalištima otpada

⁹ Europski parlament, Vijeće Europske unije: Direktiva 1999/31/EZ o odlagalištima otpada

¹⁰ Odluka Komisije od 22. siječnja 2001. o izmjeni Odluke 2000/532/EZ koja zamjenjuje Odluku 94/3/EZ o popisu otpada u skladu s člankom 1. točkom (a) Direktive Vijeća 75/442/EEZ o otpadu i Odluku Vijeća 94/904/EZ o utvrđivanju popisa opasnog otpada u skladu s člankom 1. stavkom 4. Direktive Vijeća 91/689/EEZ o opasnom otpadu

uvode se pravila za izračun ostvarenja ciljeva komunalnog otpada i zahtijeva da zemlje EU-a uspostave učinkovit sustav kontrole kvalitete i slijedivosti odloženog komunalnog otpada. Dodatno omogućuje zemljama članicama **da se koriste ekonomskim instrumentima** i drugim mjerama kako bi potaknule na primjenu hijerarhije otpada. Člankom 3. Direktive gospodarenje otpadom od industrija vađenja minerala na kopnu, tj. otpad koji nastaje istraživanjem, vađenjem, uključujući i fazu pripreme, obradom i skladištenjem mineralnih sirovina te pri radu kamenoloma, izuzeto je iz područja primjene ove Direktive ako je obuhvaćeno područjem primjene drugih zakonodavnih akata Unije (Direktiva o gospodarenju otpadom od industrija vađenja minerala)¹¹.

- **Kategorizacija otpada**

Kategorizacija otpada obuhvaća određivanje svojstva, porijekla i mjesta nastanka otpada uzimajući u obzir sastav otpada i granične vrijednosti koncentracija opasnih tvari i opasna svojstva otpada, određivanje grupe, podgrupe i vrste otpada sukladno Katalogu otpada. Odlučivanje u postupku kategorizacije otpada utječe na odabir načina sakupljanja, postupka recikliranja ili odabir između recikliranja i odlaganja. Može utjecati na stupanj uporabe sekundarnih sirovina. Razvrstavanje otpada kao opasnog za sobom povlači obveze označivanja i pakiranja, te razlike u pogledu dostupnih načina obrade. Kategorizacija je važna za vođenje podataka.

Europski popis otpada utvrđen je Odlukom Komisije 2000/532/EZ¹² i ključni je dokument za razvrstavanje otpada. Razvrstavanje prema Popisu otpada prije svega znači da se svaki otpad mora razvrstati prema šesteroznamenastom broju. Deatljne upute, objašnjenja i smjernice za nacionalna tijela, uključujući tijela lokalne vlasti i poduzeća (npr. za izdavanje dozvola) o ispravnom tumačenju i primjeni relevantnog zakonodavstva EU-a o razvrstavanju otpada, točnije o utvrđivanju opasnih svojstava, procjeni ima li otpad kakvo opasno svojstvo i, u konačnici, razvrstavanju otpada na opasan ili neopasan dane su u dokumentu **Obavijest Komisije o tehničkim smjernicama za razvrstavanje otpada (2018/C 124/01)**¹³.

Kako bi se pratila provedba politike gospodarenja otpadom na Europskoj razini, definirani je okvir za izradu statistike EU o nastajanju, uporabi i odlaganju otpada u sklopu **Uredbe (EZ) 2150/2002 o statističkim podacima o otpadu**¹⁴, te iz izmijenjena i dopunjena **Uredbom Komisije (EU) br. 849/2010 od 27. rujna 2010**¹⁵.

¹¹ Europski parlament i Vijeće Europske Unije: Direktiva 2006/21/EZ Europskog parlamenta i Vijeća od 15. ožujka 2006. o gospodarenju otpadom od industrija vađenja minerala i o izmjeni Direktive 2004/35/EZ

¹² Odluka Komisije od 3. svibnja 2000. koja zamjenjuje Odluku 94/3/EZ o popisu otpada u skladu s člankom 1. točkom (a) Direktive Vijeća 75/442/EEZ o otpadu i Odluku Vijeća 94/904/EZ o utvrđivanju popisa opasnog otpada u skladu s člankom 1. stavkom 4. Direktive Vijeća 91/689/EEZ o opasnom otpadu u

¹³ Europska komisija: Obavijest Komisije o tehničkim smjernicama za razvrstavanje otpada (2018/C 124/01), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HR/TXT/PDF/?uri=OJ:C:2018:124:FULL&from=EN>

¹⁴ Europski parlament i Vijeće Europske Unije: Uredba (EZ) 2150/2002 od 25. studenog 2002. o statističkim podacima o otpadu

¹⁵ Europska Komisija: Uredba Komisije (EU) br. 849/2010 od 27. rujna 2010 o izmjeni Uredbe Komisije (EZ) br. 2150/2002 Europskog parlamenta i Vijeća o statističkim podacima o otpadu

Time su sve članice EU obvezne prijavljivati statističke podatke o generiranju otpada i obradi otpada prema statističkoj nomenklaturi otpada u skladu s EUROSTAT-ovom metodologijom. Uredna statistika EU o stvaranju i gospodarenju otpadom iz kućanstava i poduzeća potrebna je EU za praćenje provedbe politike o otpadu. Time je postavljen temelj za praćenje poštovanja načela maksimalne uporabe i sigurnog odlaganja.

- **Direktiva 2006/21/EZ Europskog parlamenta i Vijeća od 15. ožujka 2006. o gospodarenju otpadom od industrija vađenja minerala i o izmjeni Direktive 2004/35/EZ¹⁶**

Ovom se Direktivom utvrđuju mjere, postupci i smjernice za sprečavanje ili što veće smanjenje bilo kakvih štetnih učinaka na okoliš, posebno vodu, zrak, tlo, životinjski i biljni svijet te krajobraz, kao i bilo kakvih povezanih opasnosti po ljudsko zdravlje, koji su posljedica gospodarenja otpadom od industrija vađenja minerala. Države članice osiguravaju da operater poduzme sve potrebne mjere za sprečavanje ili smanjivanje, koliko je to moguće, štetnih utjecaja na okoliš i ljudsko zdravlje nastalih kao posljedica gospodarenja otpadom od vađenja minerala. To uključuje upravljanje bilo kojim postrojenjem za gospodarenje otpadom i nakon njenog zatvaranja, sprečavanje velikih nesreća koje uključuju to postrojenje i ograničavanje posljedica na okoliš i zdravlje ljudi.

Direktiva sadrži Prilog II o karakterizaciji otpada, odnosno otpad koji se zbrinjava u postrojenju mora se karakterizirati tako da se osigura dugotrajna fizikalna i kemijska stabilnost strukture postrojenja, kao i sprečavanje velikih nesreća. Karakterizacija otpada uključuje opis očekivanih fizikalnih i kemijskih svojstava otpada koji će se kratkotrajno ili dugotrajno zbrinjavati, s posebnim osvrtom na njegovu stabilnost ispod površine, pod utjecajem atmosferskih i meteoroloških uvjeta, uzimajući u obzir vrstu minerala koji se vade, kao i svojstva i sastav jalovine i/ili otpada koji će se zbrinjavati tijekom operacija vađenja minerala; klasifikaciju otpada, posebno u vezi s njegovim opasnim svojstvima; opis kemijskih tvari koje se koriste tijekom obrade mineralnih sirovina i njihove stabilnosti; opis postupaka zbrinjavanja i sustav transporta otpada koji će se primjenjivati.

2.2.2 Hrvatski zakonodavni okvir

- **Strategija gospodarenja otpadom Republike Hrvatske (NN 130/2005)¹⁷**

Cilj Strategije je uspostaviti okvir unutar kojega će Hrvatska morati smanjiti količinu otpada koji proizvodi, a otpadom koji je proizveden održivo gospodariti. Ona

¹⁶ Europski parlament i Vijeće Europske Unije: Direktiva 2006/21/EZ Europskog parlamenta i Vijeća od 15. ožujka 2006. o gospodarenju otpadom od industrija vađenja minerala i o izmjeni Direktive 2004/35/EZ

¹⁷ Hrvatski sabor: Strategija gospodarenja otpadom Republike Hrvatske (NN 130/2005)

Potrebno je napomenuti da je Strategija iz 2005 godine te prema Zaključku danoj u Strategiji „predstavlja realan okvir za uspostavu održivijega gospodarenja otpadom u Hrvatskoj do 2025.“

- **Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. - 2028. godine¹⁸**

Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. - 2028. godine je nacionalni krovni planski dokument gdje se sustav gospodarenja otpadom na području Republike Hrvatske usklađuje sa novim ciljevima i politikama u gospodarenju otpadom na EU razini, te je isti (utemeljen na ciljevima do 2035. godine, a temeljem kojih je planiran razvoj sustava gospodarenja otpadom. Važan je i u kontekstu programiranja i planiranja korištenja sredstava EU-a za sljedeće višegodišnje financijsko programsko razdoblje, 2021. – 2027.

Dokument obuhvaća cjelovito stanje gospodarenja otpadom u RH, ocjenu stanja gospodarenja otpadom u RH, ciljeve gospodarenja otpadom na razini RH uključujući status ostvarenog cilja za pojedine kategorije otpada (ostvaren/nije ostvaren), procjenu razvoja tijeka otpada, potrebe i način uspostave novih sustava, građevina i uređaja za gospodarenje otpadom, procjenu nužnosti zatvaranja postojećih i uspostavu nove infrastrukture za zbrinjavanje i oporabu miješanog komunalnog otpada iz kućanstva, uspostava centara za gospodarenjem otpadom, energetske oporabu otpada, oporabu i/ili zbrinjavanje mulja s uređaja za pročišćavanje komunalnih otpadnih voda, način određivanja potrebnih kapaciteta novih pogona za oporabu ili zbrinjavanje otpada, procjena potrebnih ulaganja u izgradnju novih sortirnica, procjena troškova zatvaranja aktivnih odlagališta otpada, procjena korisnosti i prikladnosti upotrebe ekonomskih instrumenata u gospodarenju otpadom uz nesmetano funkcioniranje unutarnjeg tržišta i mjere provedbe te program sprečavanja nastanka otpadom.

Od 2005. do 2021. godine ukupno je evidentirano i prati se 317 lokacija službenih odlagališta. Tijekom 2021. godine otpad se odlagao na 88 odlagališta otpada. Na 80 odlagališta odlagao se komunalni otpad, dok se na osam lokacija odlagao isključivo proizvodni otpad. **U RH ne postoji odlagalište opasnog otpada.**

Zanimljivo je da dokument identificira „**crne točke**“. To su lokacije u okolišu visoko opterećene otpadom koji je zaostao nakon dugotrajnog neprimjerenog gospodarenja pro-izvodnim (tehnološkim) otpadom (npr. otpad iz kožarske i tekstilne industrije, otpad iz proizvodnje i prerade, zatim isplake, zauljena zemlja i muljevi koji ostaju oko lokacija dubokih bušotina, talozi u spremnicima, otpad iz anorganskih tehnoloških procesa – kiseline, lužine, soli teških metala, otpad iz proizvodnje umjetnih gnojiva, otpad iz

¹⁸ Vlada Republike Hrvatske: Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. – 2028. godine, NN 84/2023, https://narodne-novine.nn.hr/clanci/sluzbeni/2023_07_84_1334.html

organskih kemijskih procesa, otpad od ostataka boja, lakova, pesticida, otpad od fotoindustrije, otpad iz anorganskih termičkih procesa, otpadna mineralna ulja i otpadna organska otapala, gume, vozila i otpad iz pro-izvodnje azbesta, te baterije i akumulatori). Ukupno je u RH identificirano 8 crnih točaka, Tablica 1. Na popisu crnih točaka u RH nalazi se odlagalište šljake u Kaštelanskom zaljevu.

Tablica 1 Popis identificiranih crnih točaka u RH

Br. na karti	»Crna točka« – naziv	Vrsta otpada	Status sanacije	Opis	Mogući izvori financiranja
1.	Bazeni crvenog mulja i otpadne lužine bivše tvornice glinice u Obrovcu	crveni mulj i otpadna lužina	nema aktivnosti	FZOEU je u prosincu 2010. kao investitor prekinuo radove iako radovi na sanaciji nisu završeni zbog pravnog statusa dosadašnjih ugovora o izvođenju radova na predmetnoj sanaciji te kaznenog postupka koji je u tijeku. Planira se izrada projektne dokumentacije za završetak sanacije. Dijelom je provedena sanacija kojom je trebalo zbrinuti cca 400.000 m ³ crvenog mulja i cca. 800.000 m ³ otpadne lužnate vode	Nacionalna sredstva/FZOEU/EU
2.	Obalni dio nasuprot tvornice Salonit d.d. u stečaju – Kosica	azbest	dokumentacija u izradi	U tijeku je izrada potrebne dokumentacije za prijavu projekta sanacije na financiranje iz EU fondova. Potrebno je sanirati površinu od 63.000 m ² onečišćenu azbestnim otpadom (kopnena i morska površina).	Nacionalna sredstva/FZOEU/EU
3.	Lokacija na kojoj se nalaze veće količine šljake i pepela: odlagalište šljake u Kaštelanskom zaljevu	odlagalište šljake	nema aktivnosti	Program sanacije za odlagalište šljake u Kaštelanskom zaljevu izrađen je 2007., a dopuna Programa sanacije 2014. Dokumentacija je 2014. dostavljena u Grad Kaštela radi usklađenja dokumenata prostornog uređenja, rješavanja vlasničkih odnosa (više privatnih vlasnika), koncesija na lokaciji onečišćenja te utvrđivanje granica pomorskog dobra. Pepeo i šljaka koje treba zbrinuti razmješteni su na površini lokacije cca 200.000 m ² .	Vlasnik/ JLS/Nacionalna sredstva/ FZOEU/EU
4.	Lokacija praonice i dezinfekcijske stanice u Botovu	zauljeni muljevi	nema aktivnosti	Nema aktivnosti. Podjelom trgovačkog društva onečišćivača osnovana su nova trgovačka društva među kojima je potrebno odrediti	Pravni sljednik onečišćivača/EU

Br. na karti	»Crna točka« – naziv	Vrsta otpada	Status sanacije	Opis	Mogući izvori financiranja
				nadležnost za sanaciju odnosno pravnog sljednika sanacije. Potrebno je provesti dodatne istražne radove kako bi se utvrdila točna količina onečišćenog tla (šljunka i pijeska), vrsta i stupanj onečišćenja te procijenio opseg onečišćenja podzemnih voda.	
5.	Jama Sovjak kod Rijeke	otpadni katran	sanacija u tijeku	Sklopljen je Ugovor za projektiranje i izvođenje radova sanacije jame Sovjak te je projektiranje započelo 2022. Potrebno je sanirati 8.000 m ² površine	FZOEU/ EU
6.	Tvrtka DIV d.o.o. – mazut u sklopu tvornice vijaka TVIK u Kninu	mazut	dokumentacija u izradi	U nadležnosti vlasnika DIV-a d.o.o. Procijenjeno je onečišćenje katranom unutar tvornice Tvik u Kninu na površini od 47.940 m ²	Onečišćivač, Grad Knin, Šibensko-kninska županija, Hrvatske vode
7.	Odlagalište fosfogipsa – Petrokemija Kutina	fosfogips i kisela voda	Obrađuje se otpadna voda sukladno Okolišnoj dozvoli za rad odlagališta	Kutinska tvrtka Flamtron d.o.o. kupila je državnu tvrtku DE-FOS d.o.o. koju je ranije VRH osnovala za zbrinjavanje neopasnog otpada. Ukupna površina deponije je cca. 1.700.000 m ² , procijenjena količina odloženog neopasnog krutog otpada 8,5 milijuna t uz količinu procesne kisele vode od 2.000.000 m ³	Vlasnik
8.	Odlagalište kamenog agregata (»crno brdo«) – Biljane Donje	Kameni agregat	određivanje dinamike daljnjeg postupanja	Tijekom sanacije lokacije TEF d.d. u Šibeniku koja je prestala s radom 1994. godine, tvrtka MLM GROUP-ZAGREB d.o.o. je 2009. izvršila iskop, sakupljanje, drobljenje, mljevenje i separaciju feromanganske i silikomanganske troske te prodala izdvojeni metal (feromangan), a ostatak tzv. »kameni agregat« je u količini od cca 140.000 tona u vremenu od svibnja 2010. do veljače 2011. godine odložila na lokaciju u Biljane Donje (»crno brdo«) gdje se još uvijek nalazi. U razdoblju od 2008. do 2021. godine izvršeno je niz mjerenja, analiza i vještačenja	Nacionalna sredstva/EU

Br. na karti	»Crna točka« – naziv	Vrsta otpada	Status sanacije	Opis	Mogući izvori financiranja
				<p>feromanganske i silikomanganske troske u svrhu ispitivanja pogodnosti za upotrebu kao kamenog agregata u građevinarstvu i potencijalnih utjecaja na okoliš. Vezano za korištenje troske odložene na lokaciji Biljane Donje, a na temelju Izvještaja o vještačenju zgure odložene na lokaciji crno Brdo (kč. 87/1, k.o. Biljane Donje) Broj 217/22 od 5. srpnja 2022. godine koje je izrađeno za Ministarstvo prostornoga uređenja, graditeljstva i državne imovine, proizlazi da je trosku moguće koristiti s drugim materijalima i na koji način. U tijeku je definiranje dinamike daljnjeg postupanja.</p>	

U dokumentu *Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. - 2028. godine* naglašeno je da se kod sanacije primjenjuje načelo „onečišćivač plaća“. Dodatno je navedeno da kao rezultat unaprjeđenja nacionalnog sustava za posebne kategorije otpada, razdoblju porasle su i količine opasnog otpada. Odgovarajući sustavi i kapaciteti gospodarenja uspostavljeni su za određene kategorije opasnog otpada, ali nije sustavno organizirano gospodarenje opasnim otpadom u cjelini. **Opasni otpad zbog nedovoljno razvijene infrastrukture uglavnom se izvozi iz RH.** Dokument unutar točke 5.4. dotiče pitanje opasnog otpada i crnih točaka: „*Procjene razvoja tijekom otpada za opasni otpad izrađuju se u okviru projekta koji je u tijeku, a koji će rezultirati izradom studije izvedivosti postojećih i potrebnih kapaciteta za obradu opasnog otpada i studija za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom (»crne točke«)*“.

Kod identifikacije novih „crnih točaka“ planirano je identificirati nove lokacije onečišćene opasnim otpadom na području Republike Hrvatske, odnosno predložiti i razraditi kriterije/mehanizme za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom i prema stupnju rizika odrediti listu prioriteta „crnih točaka“ za sanaciju.

U svrhu ostvarenja *Cilja 10. – Unaprijediti sustav gospodarenja opasnim otpadom* definirane su dvije aktivnosti *10.1. Izrada studije izvedljivosti potrebnih kapaciteta za obradu opasnog otpada i unaprjeđenje sustava gospodarenja opasnim otpadom i 10.2. Izrada studije kojom se utvrđuju nove lokacije onečišćene opasnim otpadom (»crne točke«)*.

U svrhu ostvarivanja cilja 11. - *Sanirati lokacije onečišćene otpadom* definirane su 3 mjere koje uključuje sanaciju odlagališta neopasnog otpada, sanaciju lokacija onečišćenih opasnim otpadom (»crne točke«) te sanaciju lokacija onečišćenih uslijed nekontroliranog odbacivanja otpada u okoliš čija roka

- **Studija izvedivosti postojećih i potrebnih kapaciteta za obradu opasnog otpada i studija za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom („crne točke“)**

Obavijest o javnom nadmetanju o izradi Studije objavljena je nekoliko puta (05. listopada 2020. godine; 26. srpnja 2021. godine). Dodatno je Studija identificirana kao jedna od važnijih aktivnosti unutar **Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. - 2028. godine**¹⁹ i **Strateške studija za provedbu strateške procjene utjecaja na okoliš plana gospodarenja otpadom RH za razdoblje 2023.-2028.**²⁰ U dokumentu **Obrazloženja financijskog plana Fonda za**

¹⁹ Vlada Republike Hrvatske: Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. – 2028. godine, NN 84/2023, https://narodne-novine.nn.hr/clanci/sluzbeni/2023_07_84_1334.html

²⁰ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Strateške studija za provedbu strateške procjene utjecaja na okoliš plana gospodarenja otpadom RH za razdoblje 2023.-2028., 2023.

zaštitu okoliša i energetska učinkovitost za 20221. godinu i projekciju plana za 2022. i 2023. godinu²¹ planirana su sredstva za izvedbu Studije.

Izmjena Plana gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2017. – 2022. godine²² ima predviđenu izradu Studije. U *Studiji izvedivosti postojećih i potrebnih kapaciteta za obradu opasnog otpada i studija za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom („crne točke“)* planirana je izrada studija izvodljivosti kojom će se definirati potrebni kapaciteti i načini obrade opasnog otpada koji nastaje u RH te visina investicije i izvori financiranja kao i druge preporuke o mjerama i aktivnostima neophodnim za unaprjeđenje sustava gospodarenja opasnim otpadom. Planirana je izrada studija kojom se analizira stanje postojećih lokacija onečišćenih opasnim otpadom »crne točke«, definira se metodologija i kriteriji za identifikaciju novih »crnih točaka« i potencijalni načini sanacije tih lokacija. U studiji će se također definirati mjere i aktivnosti za identificirane »crne točke«, visina i izvori potrebnih financijskih sredstava. Planirani rok završetka provedbe navedenog projekta je u 2023. godini. Studija u ovom trenutku još nije napravljena.

- **Zakon o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23)²³**

Krovni zakonski akt kojim se uređuje sustav gospodarenja otpadom, ciljeve i način gospodarenja otpadom, planske dokumente u gospodarenju otpadom, nadležnosti i obveze u gospodarenju otpadom, lokacije i građevine za gospodarenje otpadom, djelatnosti gospodarenja otpadom, prekogranični promet otpada, informacijski sustav gospodarenja otpadom te upravni i inspeksijski nadzor nad gospodarenjem otpadom. Zakonom se

Potrebno je navesti da se **Zakon se ne primjenjuje** na zemlju/tlo (in situ) uključujući neiskopano onečišćeno tlo i građevine trajno povezane sa zemljištem, te otpad koji nastaje istraživanjem, iskapanjem, obrađivanjem i skladištenjem mineralnih sirovina te radom kamenoloma, a koji je obuhvaćen posebnim propisom kojim se uređuje gospodarenje otpadom iz rudarske industrije.

Zakonom o gospodarenju otpadom propisano je da su jedinice područne (regionalne) samouprave odnosno Grada Zagreba dužne donijeti plan gospodarenja otpadom do 1. siječnja 2024. godine (članak 111. i 173.) i o tome obavijestiti nadležno Ministarstvo.

Člankom 4. stavkom 1. Zakona definiraju se pojedini pojmovi upotrijebljeni u zakonu, te se između ostalog definira:

²¹ <https://mfin.gov.hr/UserDocImages/dokumenti/proracun/2021/3.%20FZOEU%20obrazlo%C5%BEenje%202021-2023.pdf>

²² Vlada RH: Izmjena Plana gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2017. – 2022. godine, NN 1/2022.

²³ Hrvatski sabor: Zakon o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23)

- »oporaba otpada« je svaki postupak čiji je glavni rezultat uporaba otpada u korisne svrhe kada otpad zamjenjuje druge materijale koje bi inače trebalo uporabiti za tu svrhu ili otpad koji se priprema kako bi ispunio tu svrhu, u postrojenju ili u širem gospodarskom smislu. U Dodatku II. ovoga Zakona sadržan je popis postupaka uporabe;
- »posjednik otpada« je proizvođač otpada ili pravna i fizička osoba koja je u posjedu otpada;
- »proizvođač otpada« je svaka osoba čijom aktivnošću nastaje otpad i svaka osoba koja obavlja prethodnu obradu, miješanje ili drugi postupak kojim nastaje promjena sastava ili svojstva otpada

Posjednik stvari ili predmeta koji je nastao kao rezultat proizvodnog procesa čija primarna svrha nije proizvodnja te stvari ili predmeta, može s istim postupati kao s nusproizvodom, a ne kao s otpadom, ako je nusproizvod upisan u Očevidnik nusproizvoda (članak 15.).

Zahtjev za upis u Očevidnik nusproizvoda podnosi se na obrascu kojem se prilaže:

1. dokaz da je osigurana daljnja uporaba te stvari ili predmeta,
2. dokazi da se tvar ili predmet može upotrijebiti izravno ili uobičajenim industrijskim postupcima,
3. dokazi da tvar ili predmet nastaje kao sastavni dio proizvodnog procesa,
4. dokazi da je daljnja uporaba stvari ili predmeta dopuštena, odnosno da tvar ili predmet ispunjava sve relevantne zahtjeve u pogledu proizvoda, zaštite okoliša i zdravlja ljudi za tu konkretnu uporabu i neće dovesti do značajnih štetnih učinaka na okoliš ili zdravlje ljudi.

Ministarstvo će upisati nusproizvod u Očevidnik nusproizvoda i o tome izdati rješenje ako utvrdi da su ispunjeni dani uvjeti. Istim člankom 15. propisane su i obaveze osobe upisane u Očevidnik nusproizvoda čije pojedinosti posebnih kriterija za ukidanje statusa otpada za određenu tvar ili predmet dan se u **Pravilnik o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023)**²⁴.

- **Pravilnikom o gospodarenju otpadom (NN 106/22)**²⁵

Sastoji se od pojedinosti dokaza o ispunjavanju uvjeta za upis u Očevidnik nusproizvoda i sadržaj izvješća o nusproizvodima, sadržaj izvješća centra za ponovnu uporabu, sadržaj i obrazac pratećeg lista i obavezni podaci na pratećem listu, sadržaj izjave o načinu korištenja javne usluge sakupljanja komunalnog otpada, evidencije o

²⁴ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnik o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023)

²⁵ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnikom o gospodarenju otpadom (NN 106/22)

preuzetom komunalnom otpadu i obavijesti o sakupljanju komunalnog otpada, način obavljanje postupaka gospodarenja otpadom, popis vrsta otpada koje osoba koja upravlja reciklažnim dvorištem dužna zaprimati bez naknade, metode uzorkovanja i ispitivanja neugode uzrokovane mirisom zbog otpada, popis postupaka za koje se izdaje dozvola za gospodarenje otpadom, obrazac zahtjeva i obrazac dozvole za gospodarenje otpadom, te sadržaj elaborata gospodarenja otpadom, postupci uporabe i način izvođenja postupaka uporabe za koje se ne izdaje dozvola za gospodarenje otpadom odnosno koji se obavljaju temeljem upisa u Očevidnik sakupljača i oporabitelja, način potvrđivanja namjere obavljanja djelatnosti gospodarenja otpadom, pojedivosti financijskog jamstva, katalog otpada usklađen s Popisom otpada, te opasna svojstva otpada (Prilog XI.), te način izračuna ciljeva gospodarenja otpadom te izvješća koja se dostavljaju Europskoj komisiji.

- **Pravilnik o odlagalištima otpada (NN 4/23)**²⁶

Pravilnik propisuje kriteriji za prihvata otpada na odlagalište, granične vrijednosti emisija u okoliš kod odlaganja otpada, uvjeti i mjere u svezi s planiranjem, gradnjom, radom i zatvaranjem odlagališta i postupanjem nakon njihova zatvaranja, način utvrđivanja količine odloženog otpada na odlagalištu, način određivanja udjela biorazgradivog komunalnog otpada u komunalnom otpadu, te uvjeti za prethodnu obradu otpada prije odlaganja kao i vrste otpada koje ne ispunjavaju kriterije za prihvata otpada na odlagališta kako bi se ostvario prelazak na kružno gospodarstvo i osiguralo postupno smanjenje odlaganja otpada, posebno otpada koji je pogodan za recikliranje ili drugi postupak uporabe, spriječili ili u što većoj mjeri smanjili štetni učinci na okoliš, posebice u pogledu onečišćenja površinskih voda, podzemnih voda, tla i zraka, kao i na globalni okoliš, uključujući efekt staklenika, kao i sve opasnosti po zdravlje ljudi do kojih bi moglo doći zbog odlaganja otpada tijekom cijelog životnog vijeka odlagališta.

U Prilogu I Pravilnika dani su kriteriji kontrola vode i upravljanje procjednim vodama, zaštite tla i voda za odlagališta neopasnih i opasnih tvari, kriterij za odlagališni plin, osnovna opremljenost odlagališta, stabilnost, skladištenje žive.

Karakterizacija, uzorkovanje i ispitivanje svojstava otpada dano je u Prilozima II, IV i V Pravilnika. Ovisno o vrsti otpada (inertni, neopasni i opasni) dane su norme za ispitivanja na otpadu, način uzorkovanja (

²⁶ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnik o odlagalištima otpada (NN 4/2023)

Tablica 2), te granične vrijednosti parametara onečišćenja. Dodatno su dani postupci kontrole i nadzora tijekom aktivnog korištenja i naknadnog održavanja odlagališta: meteorološki parametri, kontrola nakupljanja i kretanja odlagališnog plina na odlagalištu otpada, kontrola emisija tvari u procjedne i površinske vode, kontrola oborinske vode na odlagalištu otpada, kontrola podzemne vode na odlagalištu otpada, podaci o tijelu odlagališta otpada.

Tablica 2 Popis normi kod odlaganja otpada

UZORKOVANJE OTPADA ZA ODLAGANJE	
HRN EN 14899	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – Okvir za pripremu i primjenu plana uzorkovanja
HRI CEN/TR 15310-1	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – 1. dio: Upute za odabir i primjenu kriterija za uzorkovanje u različitim uvjetima
HRI CEN/TR 15310-2	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – 2. dio: Upute za tehnike uzorkovanja
HRI CEN/TR 15310-3	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – 3. dio: Upute za postupke pod uzorkovanja na terenu
HRI CEN/TR 15310-4	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – 4. dio: Upute za postupke pakiranja, skladištenja, čuvanja, transporta i dostave uzoraka
HRI CEN/TR 15310-5	Karakterizacija otpada – Uzorkovanje otpadnih materijala – 5. dio: Upute za izradu plana uzorkovanja
ISPITIVANJE ELUIRANJA/IZLUŽIVANJA	
RN EN 14405	Karakterizacija otpada – Ispitivanja ponašanja pri izluživanju – Ispitivanje up-flow cijedenja (pod određenim uvjetima)
HRN EN 14429	Karakterizacija otpada – Ispitivanje ponašanja pri izluživanju – Utjecaj pH-vrijednosti na izluživanje uz početni dodatak kiseline/lužine
Test sukladnosti za provjeru izluživanja znatoga otpadnog materijala i muljeva	
HRN EN 12457-2	Karakterizacija otpada – Izluživanje – Provjera izluživanja znatoga otpadnog materijala i muljeva – 2. dio: Jedno stupanjski postupak kod omjera tekuće-čvrsto od 10 l/kg za materijale s veličinom čestica manjom od 4 mm (sa smanjenjem veličine čestica ili bez smanjenja)
HRN EN 12457-4	Karakterizacija otpada – Izluživanje – Provjera izluživanja znatoga otpadnog materijala i muljeva – 4. dio: Jedno stupanjski postupak kod omjera tekuće-čvrsto od 10 l/kg za materijale s veličinom čestica manjom od 10 mm (sa smanjenjem veličine čestica ili bez smanjenja)
Za provjeru izluživanja monolitnog otpada, otpad se usitnjava na veličinu <4 mm	
Digestija otpada	
HRN EN 13657	Karakterizacija otpada – Digestija zlatotopkom za naknadno određivanje topivih elemenata
HRN EN 13656	Tlo, obrađeni biootpad, mulj i otpad – Razgradnja pomoću smjese kloridne (HCl), dušične (HNO ₃) i tetrafluoroboratne (HBF ₄) ili fluoridne (HF) kiseline za naknadno određivanje elemenata
Analize	
HRN CEN/TR 16192	Otpad – Upute za analize eluata
HRN EN 14039	Karakterizacija otpada – Određivanje sadržaja ugljikovodika od C10 do C40 plinskom kromatografijom

- **Pravilnik o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023)²⁷**

Pravilnik propisuje pojedinosti posebnih kriterija za ukidanje statusa otpada za određenu tvar ili predmet, način provedbe propisa Europske unije kojima se utvrđuju kriteriji za ukidanje statusa pojedine vrste otpada, izvješće proizvođača o ukidanju statusa otpada, sadržaj izjave o sukladnosti proizvođača tvari ili predmeta upisanog u Očevidnik za ukidanje statusa otpada. U Dodatku I Pravilnika dani su posebni kriteriji za ukidanje statusa otpada. Definirani su kriteriji za reciklirani agregat i materijal za nasipavanje uključujući i vrstu otpada koji ulazi u postupak uporabe za proizvodnju recikliranog agregata i proizvodnju materijala za nasipavanje, kriterije za postupak uporabe kao i kriterije kvalitete kojima mora udovoljavati reciklirani agregat i materijal za nasipavanje nakon provedenog postupka uporabe otpada, te dopuštene namjene korištenja recikliranog agregata i materijala za nasipavanje nastalih ukidanjem statusa otpada,

²⁷ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnik o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023)

Tablica 4 i Tablica 3.

Tablica 3 Materijal za nasipavanje: Namjeravana uporaba i dokazivanje svojstava

MATERIJAL ZA NASIPAVANJE		
Namjeravana uporaba	Dokazivanje neštetnosti za okoliš i zdravlje ljudi	Dokument kojim se dokazuju svojstva
1.		
Nasipavanje u skladu s projektom građevine ili tehnički priznatim pravilima struke	Vrijednosti ispitanih parametara moraju biti manje ili jednake graničnim vrijednostima prikazanim u Tablica 5, a ispitivanje provedeno putem ovlaštenog laboratorija	Izvešće o ispitivanju sukladno posebnom propisu nadležnog tijela za graditeljstvo izrađeno u skladu sa zahtjevima iz projekta građevine ili tehnički priznatih pravila struke + Izjava o sukladnosti na obrascu iz Dodatka II ovoga Pravilnika
2.		
Nasipavanje za izvođenje radova koji se mogu izvoditi bez građevinske dozvole i glavnog projekta u skladu s propisom kojim su propisane jednostavne i druge građevine i radovi	Vrijednosti ispitanih parametara moraju biti manje ili jednake graničnim vrijednostima prikazanim u Tablica 5, a ispitivanje provedeno putem ovlaštenog laboratorija	Izjava odgovorne osobe da će se tvar ili predmet koristiti sukladno pravilima struke i njihova uporaba neće dovesti do značajnih štetnih učinaka na okoliš ili zdravlje ljudi + Ugovor s investitorom o gradnji jednostavnih i drugih građevina ili izvođenju radova s utvrđenim potrebnim količinama materijala i/ili Prijava početka gradnje jednostavnih i drugih građevina /izvođenja radova

Tablica 4 Reciklirani agregat: Namjeravana uporaba i dokazivanje svojstva

RECIKLIRANI AGREGAT			
Namjeravana uporaba	Svojstva i bitne značajke	Dokazivanje neštetnosti za okoliš i zdravlje ljudi	Dokument kojim se dokazuju svojstva recikliranog agregata
1.			
Agregat za bitumenske mješavine	Prema usklađenim tehničkim specifikacijama* ili <i>Hrvatskim tehničkim specifikacijama**</i>	Dokaz da uporaba recikliranog agregata neće uzrokovati veći rizik u smislu opasnog svojstva od rizika koji postoji kod primjene agregata proizvedenog iz mineralnih nalazišta i vrijednost ispitanih parametara moraju biti manje ili jednake graničnim vrijednostima prikazanim u Tablica 5	Izjava o svojstvima u skladu s posebnim propisima kojima su uređeni građevni proizvodi i pripadajuća izvješća koja potvrđuju da uzorak građevnog materijala nastao uporabom otpada ključnih brojeva iz tablica 3.1 i/ili 3.2. zadovoljava uvjete odgovarajuće norme za namjeravanu uporabu + Izjava o sukladnosti na obrascu iz Dodatka II ovoga Pravilnika
Agregat za nevezane i hidraulički vezane materijale za uporabu u građevinarstvu i cestogradnji			
Agregati za beton			
Agregati za mort			
Agregati za željeznički tucanik			
Kameno zaštita			
Reciklirani asfaltni agregati			
Lagani agregati za beton, mort i mort za zalijevanje			
Lagani agregati za bitumenske mješavine i površinske obrade i za primjenu u nevezanim i vezanim mješavinama			
Ostali agregati namijenjeni za uporabu u cestama i drugim inženjerskim građevinama			
2.			
Za uporabu u skladu s projektom građevine	Prema zahtjevima iz projekta građevine	Dokaz da uporaba recikliranog agregata neće uzrokovati veći rizik u smislu opasnog svojstva od rizika koji postoji kod primjene agregata proizvedenog iz mineralnih nalazišta.	Izvješće o ispitivanju sukladno posebnom propisu nadležnog tijela za graditeljstvo + Izjava o sukladnosti na obrascu iz Dodatka II ovoga Pravilnika

Potrebno je naglasiti da su u ovom Pravilniku granične vrijednosti parametra eluata/testa izluživanja recikliranog agregata i materijala za nasipavanje, te dodatnih parametara koje je potrebno zadovoljiti ako se otpad želi koristiti kao novi materijal, Tablica 5.

Tablica 5 Granične vrijednosti parametra eluata/testa izluživanja recikliranog agregata i materijala za nasipavanje

Parametar	L/S = 10 l/kg
	mg/kg suhe tvari
As	0,5
Ba	20
Cd	0,04
Cr ukupno	0,5
Cu	2
Hg	0,01
Mo	0,5
Ni	0,4
Pb	0,5
Sb	0,06
Se	0,1
Zn	4
Klorid	800
Fluorid	10
Sulfat	1000
Fenolni indeks	1
Dodatni parametri koje je potrebno zadovoljiti	Vrijednost, mg/kg
BTEX (benzen, toluen, etilbenzen i ksileni)	6
PCB (poliklorirani bifenili, 7 srodnih spojeva)	1
Mineralno ulje (C10 do C40)	500
PAU (polciklički aromatski ugljikovodici)	10

Analizu eluata je potrebno izraditi sukladno normama *HRN EN 16192 Karakterizacija otpada – Analiza eluata (EN 16192)* i *HRN EN 14039 Karakterizacija otpada – Određivanje sadržaja ugljikovodika od C10 do C40 plinskom kromatografijom (EN 14039)* i test izluživanja sukladno normi *HRN EN 12457 – 4 Karakterizacija otpada – Izluživanje – Provjera izluživanja zrnatoga otpadnog materijala i muljeva – 4. dio. Ispitivanja se provode za svaku šaržu.*

Oporabljenom otpadu može se ukinuti status otpada i koristiti ga kao reciklirani agregat, odnosno materijal za nasipavanje ako se *Izvjješćem* o ispitivanju provedenim sukladno posebnom propisu nadležnog tijela za graditeljstvo dokaže zadovoljavanje zahtjeva iz projekta ili usklađenost s tehnički priznatim pravilima struke. Oporabljenom otpadu može se ukinuti status otpada ako su vrijednosti parametara eluata ili testa izluživanja manje ili jednake graničnim vrijednostima prikazanim u Tablica 5.

Oporabljenom otpadu može se ukinuti status otpada i koristiti ga kao reciklirani agregat, ako su provedene radnje ocjenjivanja i provjere stalnosti svojstava prema usklađenim tehničkim specifikacijama ili hrvatskim tehničkim specifikacijama, te je za iste izdana **izjava o svojstvima** u skladu s posebnim propisima kojima su uređeni građevni proizvodi i **provedena analiza koja dokazuje da uporaba recikliranog agregata neće uzrokovati veći rizik u smislu opasnog svojstva od rizika koji postoji kod primjene agregata proizvedenog iz mineralnih nalazišta.**

- **Pravilnik o gospodarenju otpadom iz rudarske industrije**²⁸

Pravilnik propisuje sadržaj, ciljeve, obrazac Plana gospodarenja otpadom iz rudarske industrije, obveznike izrade Plana gospodarenja otpadom iz rudarske industrije način izgradnje, upravljanja i zatvaranja postrojenja za gospodarenje otpadom iz rudarske industrije, postupke sprječavanja onečišćenja vode, zraka i tla, način uporabe otpada u rudarskim radovima otkopanim prostorima, način izrade sustava upravljanja sigurnošću i pripadajućih planova te informiranje javnosti u sprječavanju velikih nesreća, učestalost nadzora, obrazac dozvole za gospodarenje otpadom iz rudarske industrije, sadržaj i popis potrebnih evidencija te način izvještavanja i poslovi koje je dužna obavljati osoba odgovorna za gospodarenje otpadom iz rudarske industrije.

U članku 5. navedeno je da „*nije dozvoljeno postavljanje, odbacivanje ili nekontrolirano odlaganje otpada iz rudarske industrije, operater je dužan poduzeti sve neophodne mjere kako bi spriječio ili smanjio, koliko je moguće, svaki štetan utjecaj na okoliš i zdravlje ljudi koji nastaje kao posljedica gospodarenja otpadom iz rudarske industrije, gospodarenje otpadom iz rudarske industrije ne smije uzrokovati neugodu u smislu buke ili mirisa i mora se obavljati bez štetnog utjecaja na krajobraz*“.

²⁸ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnik o gospodarenju otpadom iz rudarske industrije NN 56/2023

Prema članku 12. prilikom vraćanja otpada nastalog u rudarskoj industriji nazad u prostor otkopan rudarskim radovima u svrhu sanacije i/ili izgradnje, operater je dužan među navedenim „spriječiti onečišćenje tla, površinskih i podzemnih voda u skladu s uvjetima sprječavanja onečišćenja voda, zraka i tla od posljedica rada postrojenja za gospodarenje otpadom propisanim Pravilnikom“, te osigurati nadzor otpada i rudarskim radovima otkopanog prostora u skladu s uvjetima zatvaranja postrojenja za gospodarenje otpadom kategorije A i postupanja u fazi nakon zatvaranja propisanim Pravilnikom. Definicija postrojenja za gospodarenje otpadom kategorije A dana je u članku 48. Zakona o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23).

- **Zatvaranje odlagališta**

Ministarstvo zaštite okoliša i energetike 2018 godine donijelo je dokument Dinamika zatvaranja odlagališta neopasnog otpada na području Republike Hrvatske²⁹ kao jednu od mjera koja je proizašla iz pojačanih napora Republike Hrvatske u provođenju cjelovitog sustava gospodarenja otpadom. Krajnji cilj dokumenta je realna procjena prioriteta i dinamike zatvaranja odlagališta neopasnog otpada po županijama unutar Republike Hrvatske. Dinamika zatvaranja odlagališta neopasnog otpada na području Republike Hrvatske, određuje redoslijed i dinamika zatvaranja odlagališta neopasnog otpada po županijama, odabir odlagališta neopasnog otpada na kojima će se nastaviti odlagati neopasni komunalni i proizvodni otpad do popunjena kapaciteta za odlaganje i odlagališta neopasnog otpada na kojima će se nastaviti odlagati neopasni komunalni i proizvodni otpad do izgradnje i početka rada Centara za gospodarenje otpadom u Republici Hrvatskoj.

Prema **Pregledu podataka o odlaganju i odlagalištima otpada za 2022. godinu**³⁰ od 2005. do 2022. godine ukupno je evidentirano i prati se 317 lokacija službenih odlagališta. Podatke o odlaganju prijavljuju sva evidentirana aktivna odlagališta, kojih je u 2022. godini bilo 88. Od ukupno 88 aktivnih odlagališta u 2022. godini, na 80 odlagališta se odlagao komunalni otpad, a na 8 isključivo proizvodni otpad.

- **Registar onečišćavanja okoliša Republike Hrvatske**³¹

Digitalna platforma Registar onečišćavanja okoliša je skup podataka o izvorima, vrsti, količini, načinu i mjestu ispuštanja i/ili prijenosa onečišćujućih tvari u zrak, vodu i/ili more i tlo te proizvedenome, sakupljenome i obrađenome otpadu. Sadržaj i način vođenja registra onečišćavanja okoliša određeni su unutar Pravilnika o registru

²⁹ Ministarstvo zaštite okoliša i energetike: Dinamika zatvaranja odlagališta neopasnog otpada na području Republike Hrvatske, prosinac 2018, voditelj izrade: Igor Grginić, PMP, mag.ing.aedif.

³⁰ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pregled podataka o odlaganju i odlagalištima otpada za 2022. godinu, <https://isgo-portal.mingor.hr/hr/nacionalna-izvjesca>

³¹ <https://roo.azo.hr/>

onečišćenja okoliša³². Pravilnikom su definirani obveznici dostave podataka, način, metodologija i rokovi prikupljanja i dostavljanja podataka o emisijama odnosno ispuštanju, prijenosu i odlaganju onečišćujućih tvari u okoliš i otpadu, podaci o onečišćivaču, operateru postrojenja, organizacijskoj jedinici u sastavu onečišćivača, rok i način obavještanja javnosti, način provjere i osiguranja kvalitete podataka koji se dostavljaju i vode u registru, rok čuvanja očevidnika iz kojih su dostavljeni podaci, obavljanje stručnih poslova vođenja Registra.

- **Elektronički očevidnik o nastanku i tijeku otpada (e-ONTO)**³³

e-ONTO je elektronički registar s mrežnom aplikacijom kojim se evidentiraju tokovi otpada na teritoriju Republike Hrvatske. Aplikacija omogućava unos podataka u realnom vremenu te kreiranje izvještajnih formi za praćenje tokova otpada, a sadrži i sustav kontrole kvalitete i sljedivosti otpada. Člankom 25. **Zakon o gospodarenju otpadom** (NN 84/21, 142/23)³⁴ definirani su obveznici vođenja e-ONTO, a oblik, izgled i način vođenja Očevidnika o nastanku i tijeku otpada propisani su **Pravilnikom o gospodarenju otpadom (NN 106/22)**³⁵

- **Evidencija lokacija odbačenog otpada (ELOO)**³⁶

Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja izradilo je u sklopu Informacijskog sustavagospodarenja otpadom aplikaciju Evidencija lokacija odbačenog otpada (sustav ELOO). Aplikacija je dostupna široj javnosti, a osnovni ciljevi su: lokalnim samoupravama i njihovim komunalnim redarima omogućiti ispunjavanje propisanih obveza vođenja evidencije o lokacijama odbačenog otpada, građanima omogućiti prijavu odbačenog otpada, zadovoljiti potrebu informiranja javnosti, a ponajviše čišći i zdraviji okoliš. Korištenje navedene aplikacije svakako doprinosi podizanju svijesti građana o njihovoj ulozi u stvaranju otpada i odgovornom postupanju s otpadom.

2.3 Pravni okvir za zaštitu tla na razini Europske unije i Hrvatske

2.3.1 Europski zakonodavni okvir

Tlo je vitalan, ograničen, neobnovljiv i nezamjenjiv resurs. Zdrava tla predstavljaju ključnu osnovu za ekonomiju, društvo i okoliš jer proizvode hranu, povećavaju otpornost na klimatske promjene, ekstremne vremenske uvjete, sušu i poplave.

³² Ministarstvo zaštite okoliša i prirode: Pravilnik o registru onečišćenja okoliša (NN 87/2015)

³³ <https://www.haop.hr/hr/baze-i-portali/elektronicki-ocevidnik-o-nastanku-i-tijeku-otpada-e;>
<https://eonto.azo.hr/#/Ulaz>

³⁴ Hrvatski sabor: Zakon o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23)

³⁵ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnikom o gospodarenju otpadom (NN 106/22)

³⁶ <https://eloo.haop.hr/public/>

Zdrava tla skladište ugljik, imaju veću sposobnost apsorpcije, skladištenja i filtriranja vode te pružaju vitalne usluge poput sigurne i hranjive hrane. Tlo je s druge strane podložno teškim procesima degradacije kao što su erozija, zbijanje, smanjenje organske tvari, onečišćenje, gubitak bioraznolikosti, zaslanjivanje i ostalo. Degradacije tla su rezultat neodrživog korištenja i upravljanja zemljištem, prekomjernog iskorištavanja i emisija zagađivača. Istraživanja³⁷ pokazuju da je otprilike 60 do 70% tla u Europskoj uniji trenutno u nezdravom stanju, s oko 2.8 milijuna lokacija sa značajnom kontaminacijom³⁸.

Hrvatska, a ni Europska unija, nemaju dovoljno precizan pravni okvir u pogledu zaštite tla. Direktiva situaciju nedostatnog pravnog okvira uređuje usmjeravajući pravila za uporabu zemljišta prema naravi tog područja, uzimajući u obzir njegov očekivani razvoj. U Hrvatskoj zaštitu tla djelomično adresiraju **Zakon o zaštiti okoliša**³⁹, propisi o poljoprivredi, šumarstvu, otpadu i industriji. No, osim za poljoprivredno zemljište (**Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (NN 71/19)**), nisu propisane granične vrijednosti onečišćujućih tvari u tlu s obzirom na način korištenja zemljišta (primjerice za naselje, industriju, parkove i igrališta i dr.). S obzirom na nedovoljan zakonski okvir te na činjenicu neprovođenja sustavnog prikupljanja podataka o stanju tla i načinu korištenja zemljišta, otežano je utvrđivanje promjena u stanju tla, konsekventno i propisivanje konkretnih preventivnih mjera zaštite tla i održivog gospodarenja zemljištem. Navedeno je potvrđeno u Izvješću o stanju okoliša u Republici Hrvatskoj za razdoblje od 2013. do 2016. te je adresirana potreba bolje regulacije i monitoringa tla.

Upravo zbog nedostatka europskog zakonodavstva specifično za tlo, a u sklopu **Strategija EU-a o biološkoj raznolikosti za 2030. godinu**⁴⁰, koja je dio Europskog zelenog plana, Europska komisija predstavila je novu europsku **Strategiju za tlo do 2030.**⁴¹, s ciljem da sva tla u Europskoj Uniji budu u zdravom stanju do 2050. godine. Ova Strategija predstavlja nekoliko srednjoročnih i dugoročnih ciljeva za tla u Europskoj Uniji:

Srednjoročni ciljevi do 2030.:

- Borba protiv opustinjavanja, obnavljanje oštećenog zemljišta i tla, uključujući zemljište pogođeno opustinjavanjem, sušom i poplavom, te težiti postizanju neutralnosti oštećenja tla u svijetu,

³⁷ European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, Veerman, C., Pinto Correia, T., Bastioli, C., et al., Caring for soil is caring for life. Ensure 75% of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate : report of the Mission board for Soil health and food, Publications Office, 2020, <https://data.europa.eu/doi/10.2777/821504>.

³⁸ EU project Achieving Remediation And GOVERNING Restoration of contaminated soils Now <https://aragorn-horizon.eu/>

³⁹ Hrvatski sabor: Zakon o zaštiti okoliša (NN 80/13, 153/13, 78/15, 12/18, 118/18)

⁴⁰ Europska komisija: Strategija EU-a za bioraznolikost do 2030., COM(2020) 380 final

⁴¹ Directorate-General for Environment: EU soil strategy for 2030, https://environment.ec.europa.eu/publications/eu-soil-strategy-2030_en

- Obnavljanje značajnih područja oštećenih i ugljikom bogatih ekosustava, uključujući tla,
- Postići neto uklanjanje stakleničkih plinova u EU od 310 milijuna tona ekvivalenta CO₂ godišnje za sektor korištenja zemljišta, promjene korištenja zemljišta i šumarstva,
- Postići dobro ekološko i kemijsko stanje u površinskim vodama i dobro kemijsko i kvantitativno stanje u podzemnim vodama do 2027.,
- Smanjiti gubitke hranjivih tvari za najmanje 50%, ukupnu upotrebu i rizik od kemijskih pesticida za 50% i korištenje opasnijih pesticida za 50% do 2030.,
- Postići značajan napredak u sanaciji kontaminiranih područja.

Dugoročni ciljevi do 2050.:

- U potpunosti izbjeći zauzimanje zemlje za potrebe urbanizacije,
- Onečišćenje tla treba smanjiti na razine koje se više ne smatraju štetnima za ljude zdravlje i prirodne ekosustave i poštivanje granica s kojima se naš planet može nositi, čime se stvara okruženje bez toksina,
- Ostvariti klimatski neutralnu Europu i, kao prvi korak, težiti postizanju klimatske neutralnosti na kopnu EU do 2035.,
- Postići društvo otporno na klimu, potpuno prilagođeno neizbježnim utjecajima klimatskih promjena do 2050.

Kako bi se postigli ciljevi definirani Strategijom za tlo do 2030., EU je 5. srpnja 2023. godine predstavila prijedlog za **Direktivu o praćenju tla i otpornosti tla**⁴², koja utvrđuje mjere za praćenje i procjenu zdravlja tla, temeljene na zajedničkoj definiciji zdravog tla, za održivo upravljanje tlima i za rješavanje onečišćenih područja. Predloženi pristup za onečišćena tla temeljen na procjeni utjecaja (*engl. impact assessment* IA) omogućit će postavljanje standarda na nacionalnoj razini kako bi se mjere za smanjenje rizika mogle prilagoditi specifičnim uvjetima na lokaciji. Prijedlog će također poboljšati primjenu načela onečišćivač plaća i veću društvenu pravednost poticanjem djelovanja koje će koristiti kućanstvima u nepovoljnom položaju koja žive bliže zagađenim mjestima. Zahtjevi za identifikaciju, istraživanje, procjenu i sanaciju kontaminiranih lokacija stvorit će radna mjesta i dugoročno zapošljavanje (npr. povećati potražnju za konzultantima za okoliš, geolozima, inženjerima za sanaciju itd.). Nakon što predložena direktiva stupi na snagu, države članice imat će najviše 2 godine da usvoje mjere potrebne za prijenos direktive i da o tim mjerama obavijeste Komisiju.

2.3.1.1 Mjere za praćenje i ocjenu zdravlja tla

Prijedlog Direktive utvrđuje mjere za praćenje i ocjenu zdravlja tla, na temelju zajedničke definicije onoga što čini zdravo tlo; za održivo upravljanje tlima; i za borbu

⁴² Europska komisija: Prijedlog Direktive Europskog parlamenta i Vijeća o praćenju i otpornosti tla (Akt o praćenju tla) (Soil Monitoring Law), COM(2023) 416 final 2023/0232(COD)

protiv kontaminiranih mjesta. Za upravljanje tlima i zahtjevima Direktive, države članice morale bi uspostaviti zemljišna područja na svom teritoriju i imenovati jedno nadležno tijelo za svaki od njih. U svakoj državi članici trebao bi postojati minimalni broj zemljišnih područja koji odgovara broju NUTS 1 teritorijalnih jedinica. Prilikom definiranja svojih zemljišnih područja, države članice trebale bi uzeti u obzir specifične parametre, uključujući tip tla, klimatske uvjete, ekološke zone i korištenje zemljišta ili zemljišni pokrov kako se koristi u programu LUCAS⁴³.

Države članice imale bi obvezu nadzirati zdravlje tla u svakom zemljišnom području, uspostavljajući u tu svrhu sve potrebne mjere praćenja i mjerenja tla. Države članice morale bi provoditi mjerenja tla najmanje svakih pet godina, te prva mjerenja treba obaviti unutar četiri godine od stupanja na snagu direktive. U Prilogu I. prijedloga Direktive navedeni su deskriptori tla i kriteriji zdravlja tla koje države članice trebaju primijeniti za praćenje i procjenu zdravlja tla, kao i pokazatelji zauzimanja zemljišta i zatvaranja tla, koji su u nastavku prikazani u Tablici 1. Deskriptori tla podijeljeni su u tri kategorije: deskriptori s kriterijima za zdravo stanje tla utvrđenim na razini EU; deskriptori s kriterijima koje su postavile države članice i deskriptori bez kriterija. Države članice mogle bi prilagoditi neke od deskriptora i kriterija na razini EU-a na temelju specifičnih nacionalnih ili lokalnih uvjeta. Također bi imali mogućnost postavljanja dodatnih deskriptora tla i indikatora zauzimanja zemljišta. Svaku prilagodbu ili dodatak treba priopćiti Komisiji. Tlo bi se smatralo zdravim ako vrijednosti za sve deskriptore tla zadovoljavaju povezane kriterije utvrđene na razini EU-a i na razini država članica (načelo „one out, all out“, prema kojem bi neispunjavanje bilo kojeg od kriterija rezultiralo ocjenom „nezdravo“ stanje tla). Za propisane deskriptore, u Aneksu II su dane i preporučene norme po kojima bi ispitivanje deskriptora trebalo provesti.

⁴³ [LUCAS - ESDAC - European Commission \(europa.eu\)](https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&plugin=1)

Tablica 6 Popis deskriptora tla

DIO A: DESKRIPTORI TLA S KRITERIJIMA ZA ZDRAVO STANJE TLA UTVRĐENI NA RAZINI UNIJE				
Degradacije tla	Deskriptori	Kriterij za zdravo tlo	Područja isključena iz kriterija	
Salinizacija	Električna vodljivost (deci-Siemens po metru)	< 4 dS m ⁻¹ kada se koristi metoda mjerenja zasićenog ekstrakta paste tla (eEC) ili ekvivalentni kriterij ako se koristi druga metoda mjerenja	Prirodno slana kopnena područja; Kopnena područja izravno pogođena porastom razine mora	
erozija	Stopa erozije tla (tona po hektaru godišnje)	≤ 2 t ha ⁻¹ y ⁻¹	Pustare i druga prirodna kopnena područja kojima se ne upravlja, osim ako predstavljaju značajan rizik od katastrofe	
Gubitak organskog ugljika u tlu	Koncentracija organskog ugljika (SOC) u tlu (g po kg)	Za organska tla: poštivati ciljeve postavljene za takva tla na nacionalnoj razini u skladu s člankom 4.1, 4.2, 9.4 Uredbe (EU) .../...+	Nema isključenja	
		Za mineralna tla: omjer SOC/Glina > 1/13; Države članice mogu primijeniti korektivni faktor ako to opravdavaju posebne vrste tla ili klimatski uvjeti, uzimajući u obzir stvarni sadržaj SOC-a na trajnim travnjacima.	Tla kojima se ne upravlja u prirodnim zemljišnim područjima	
Zbijanje podtla	Nasipna gustoća u podzemlju (gornji dio B ili E horizonta ⁴⁴); Države članice mogu zamijeniti ovaj deskriptor s ekvivalentnim parametrom (g po cm ³)	Tekstura tla ⁴⁵	domet	Neuređena tla u prirodnim zemljišnim područjima
		Pijesak, ilovasti pijesak, pjeskovita ilovača, ilovača	<1,80	
		Pjeskovita glina, ilovača, glinasta ilovača, mulj, muljevita ilovača	<1,75	
		Muljevita ilovača, muljevita glina, ilovača	<1,65	
		Pješćana glina, muljevita glina, glinasta ilovača s 35-45% gline	<1,58	
		Glina	<1,47	
		U slučaju da država članica zamijeni deskriptor tla „nasipna gustoća u podzemlju” s ekvivalentnim, usvojit će kriterij za zdravo stanje tla za odabrani deskriptor tla koji je ekvivalentan kriteriju postavljenom za „nasipna gustoća u podzemlju”.		

⁴⁴ <https://www.fao.org/3/a0541e/a0541e.pdf>
⁴⁵ Arshad, M.A., B. Lowery, and B. Grossman. 1996. Physical tests for monitoring soil quality. p.123- 142. In: J.W. Doran and A.J. Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.

DIO B: DESKRIPTORI TLA S KRITERIJIMA ZA ZDRAVO STANJE TLA UTVRĐENI NA RAZINI DRŽAVA ČLANICA			
Degradacije tla	Deskriptori	Kriterij za zdravo tlo	Područja isključena iz kriterija
Višak sadržaja hranjivih tvari u tlu	Fosfor koji se može ekstrahirati (mg po kg)	< “maksimalna vrijednost” „Najveću vrijednost” utvrđuje država članica u rasponu od 30-50 mg kg	Nema isključenja
Kontaminacija tla	- koncentracija teških metala u tlu: As, Sb, Cd, Co, Cr (ukupno), Cr (VI), Cu, Hg, Pb, Ni, Tl, V, Zn (µg po kg) - koncentracija selekcije organske kontaminante koje su odredile države članice i uzimajući u obzir postojeće granične vrijednosti koncentracije, npr. za kvalitetu vode i emisije u zrak u zakonodavstvu Unije	Razumno jamstvo, dobiveno točkastim uzorkovanjem tla, identifikacijom i istraživanjem kontaminiranih mjesta i svim drugim relevantnim informacijama, da ne postoji neprihvatljiv rizik za ljudsko zdravlje i okoliš od onečišćenja tla. Staništa s prirodno visokom koncentracijom teških metala koja su uključena u Aneks I. Direktive Vijeća 92/43/EEC3 ostat će zaštićena.	Nema isključenja
Smanjenje sposobnosti tla za zadržavanje vode	Kapacitet tla za zadržavanje vode u uzorku tla (% volumena vode / volumena zasićenog tla)	Procijenjena vrijednost za ukupni kapacitet zadržavanja vode područja tla po riječnom slivu ili podslivu iznad je minimalnog praga. Minimalni prag (u tonama) postavlja država članica na razini tla i riječnog sliva ili podsliva na takvoj vrijednosti da se ublaže učinci poplava nakon intenzivnih kiša ili razdoblja niske vlažnosti tla zbog suša.	Nema isključenja

DIO C: DESKRIPTORI TLA BEZ KRITERIJA	
Aspekt degradacije tla	Deskriptor tla
Višak sadržaja hranjivih tvari u tlu	Dušik u tlu (mg g-1)
Zakiseljavanje	Kiselost tla (pH)
Zbijanje gornjeg sloja tla	Nasipna gustoća u površinskom sloju tla (A-horizont4) (g cm-3)
Gubitak bioraznolikosti tla	Bazalno disanje tla ((mm ³ O ₂ g-1 hr-1) u suhom tlu Države članice također mogu odabrati druge neobvezne deskriptore tla za biološku raznolikost kao što su: - metabarkodiranje bakterija, gljiva, protista i životinja; - brojnost i raznolikost nematoda; - mikrobn biomasa; - brojnost i raznolikost kišnih glista (na usjevima); - invazivne strane vrste i biljni štetnici
DIO D: POKAZATELJI ZAUZIMANJA ZEMLJIŠTA I ZATVARANJA TLA	
Aspekt degradacije tla	Indikatori zauzimanja zemlje i brtvljenja tla
Zauzimanje zemljišta i zatvaranje tla	Ukupno umjetno zemljište (km ² i % površine države članice) Zahvat zemljišta, obrnuti zahvat zemljišta Neto zahvat zemljišta (prosjek po godini— u km ² i % površine države članice) Zatvaranje tla (ukupno km ² i % površine države članice) Države članice također mogu mjeriti druge povezane izborne pokazatelje kao što su: - usitnjenost zemljišta - stopa recikliranja zemljišta - zemljište zauzeto za komercijalne aktivnosti, logistička središta, obnovljive energije, površine kao što su zračne luke, ceste, rudnici - posljedice zauzimanja zemljišta kao što je kvantifikacija gubitka usluga ekosustava, promjena intenziteta poplava

2.3.1.2 Registar onečišćenih područja

Direktivom se naglašava važnost registara onečišćenih i potencijalno onečišćenih područja, što omogućava Povjerenstvu i građanima, nevladinim udrugama i drugim zainteresiranim stranama praćenje obveza u pogledu onečišćenja tla. Slijedeći pristup temeljen na riziku (koji trebaju uspostaviti u roku od četiri godine od stupanja Direktive na snagu), države članice morale bi identificirati i istražiti potencijalno kontaminirana područja te, u slučajevima potvrđene kontaminacije, procijeniti rizike i poduzeti mjere za rješavanje neprihvatljivih rizika.

Kriteriji za identifikaciju potencijalno kontaminiranih lokacija uključivali bi: rad aktivne ili neaktivne potencijalno kontaminirajuće rizične aktivnosti (popis će sastaviti države članice), aktivnost obuhvaćenu Direktivom o industrijskim emisijama, objekt obuhvaćen Direktivom Seveso-III, ili aktivnost navedenu u Aneksu III. Direktive o odgovornosti za okoliš; pojava potencijalno kontaminirajuće nesreće, katastrofe, incidenta ili izlivanja ili bilo kojeg drugog događaja koji bi mogao izazvati kontaminaciju tla; i informacije iz praćenja zdravstvenog stanja tla. Sve potencijalno kontaminirane lokacije treba identificirati i propisno evidentirati u roku od sedam godina od stupanja na snagu direktive, te podvrgnuti istraživanju tla kako bi se utvrdila prisutnost kontaminacije.

Na državama članicama bi bilo da utvrde rok, sadržaj, oblik i prioritizaciju istraga, kao i specifične događaje koji pokreću takve istrage (na primjer, zahtjev ili revizija okolišne ili građevinske dozvole, iskopavanje tla, aktivnosti promjene korištenja zemljišta ili transakcije zemljištem ili nekretninama). U roku od četiri godine od stupanja direktive na snagu, države članice morale bi uspostaviti registar kontaminiranih područja i potencijalno kontaminiranih područja koji će biti javno dostupan i ažuriran. Ovaj bi registar trebao biti dostupan u internetskoj, georeferenciranoj prostornoj bazi podataka.

Ministarstvo prostornoga uređenja, graditeljstva i državne imovine je pokrenulo uspostavu „*Registra brownfield područja u Republici Hrvatskoj*“⁴⁶ i ovlastilo županijske zavode za prostorno uređenje za unos podataka o brownfield područjima na svom prostoru. U postupku kreiranja Registra, Zavod kontinuirano surađuje s predstavnicima JLS, koji je uspostavljen u cilju inventarizacije, vrednovanja i praćenje stanja te stvaranje preduvjeta za kreiranje poticajnih mjera za ulaganja u napuštena i zapuštena područja, komplekse i objekte, naročito bivša industrijska područja, vojne komplekse, napuštene turističke objekte i sl. Svrha registra je vrednovanja potencijala postojeće izgrađene strukture kao razvojnog resursa od nacionalne do lokalne razine, koja će kroz prenamjenu ili revitalizaciju doprinijeti razvoju i urbanizaciji područja na kojem se nalaze.

⁴⁶ <https://ispu.mgipu.hr/>.

2.3.1.3 Procjena rizika

Za svaku identificiranu kontaminiranu lokaciju od država članica bi se zahtijevalo da provedu procjenu rizika specifičnu za lokaciju za trenutnu i planiranu namjenu zemljišta kako bi se utvrdilo predstavlja li kontaminirana lokacija neprihvatljive rizike za ljudsko zdravlje ili okoliš te poduzele odgovarajuće smanjenje rizika mjere.

Države članice utvrđuju posebnu metodologiju za utvrđivanje rizika za onečišćena područja specifičnih za pojedina mjesta. Države članice definirat će što predstavlja neprihvatljiv rizik za ljudsko zdravlje i okoliš koji proizlazi iz kontaminiranih područja uzimajući u obzir postojeće znanstvene spoznaje, načelo predostrožnosti, lokalne specifičnosti te sadašnje i buduće korištenje zemljišta.

Za svaku kontaminiranu lokaciju, odgovorno nadležno tijelo provodi procjenu specifične za lokaciju za trenutnu i planiranu namjenu zemljišta kako bi se utvrdilo predstavlja li kontaminirano mjesto neprihvatljive rizike za zdravlje ljudi ili okoliš. Na temelju rezultata procjene rizika, odgovorno nadležno tijelo poduzima odgovarajuće mjere za dovođenje rizika na prihvatljivu razinu za zdravlje ljudi i okoliš („mjere za smanjenje rizika”). Indikativni popis tehnika sanacije i drugih mjera za smanjenje rizika nalazi se u Aneksu V Direktive.

Procjena izloženosti utvrđuje put kojim onečišćivači tla mogu doći do receptora. Putevi izloženosti mogu uključivati udisanje, gutanje, dermalni kontakt, unos kroz biljke, migraciju u podzemne vode ili druge. Te se informacije kombiniraju s učestalošću i trajanjem izloženosti i karakteristikama receptora kao što su dob, spol i zdravstveni status kako bi se procijenio unos onečišćenja. Veze izvor-put-receptor sažimaju se u grafičkom, shematskom i pojednostavljenom prikazu, u tzv. konceptualni model mjesta.

Procjena toksičnosti ili opasnosti uključuje procjenu mogućih učinaka kontaminanata na zdravlje i okoliš, na temelju doze i trajanja izloženosti. Toksikološka procjena ili procjena opasnosti uzima u obzir inherentnu toksičnost kontaminanata i osjetljivost različitih populacija, kao što su životinje, mikroorganizmi, biljke, djeca, trudnice, starije osobe itd. Toksikološke informacije koriste se za procjenu referentnih doza ili koncentracije, koje se koriste za karakterizaciju rizika.

Karakterizacija rizika zahtijeva integraciju informacija iz prethodnih koraka kako bi se procijenila veličina i vjerojatnost štetnih učinaka onečišćenog mjesta na ljudsko zdravlje i okoliš, uključujući migraciju onečišćenja u druge medije okoliša. Karakterizacija rizika pomaže da se odredi prioritet potreba za smanjenjem rizika i mjerama sanacije. Također može pomoći u definiranju sanacije ili ciljeva upravljanja za lokaciju, npr. kako bi se postigle maksimalne prihvatljive granice ili vrijednosti provjere temeljene na riziku za pojedino mjesto.

2.3.2 Hrvatski zakonodavni okvir

U Hrvatskoj trenutno nema pravilnika kojima je definirano postupanje s industrijski onečišćenim tлом. Pravilnik na koji se referira prilikom razmatranja industrijski onečišćenih područja je Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja, koji je približen u nastavku. No zbog potrebe prenamjene industrijski onečišćenih, brownfield područja u građevinska zemljišta prema Strategiji prostornog razvoja Republike Hrvatske, nužan je pravilnik o klasifikaciji onečišćenja tla i mogućnostima gradnje u ovisnosti o određenim kategorijama onečišćenja.

Ono što se može očekivati u budućnosti od strane Republike Hrvatske je implementacija **Direktivu o praćenju tla i otpornosti tla**⁴⁷, koja se primjenjuje na sva tla država članica (članak 2.).

- **Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (NN 71/2019)**⁴⁸

Pravilnik utvrđuje tvari koje se smatraju onečišćivačima poljoprivrednog zemljišta, njihove najviše dopuštene količine u tlu, u smislu sprječavanja onečišćenja zemljišta i kontrole onečišćenja zemljišta, s ciljem da se zemljište zaštititi od onečišćenja i degradacije i održi u stanju koje ga čini povoljnim staništem za proizvodnju zdravstveno ispravne hrane, radi zaštite zdravlja ljudi, životinjskog i biljnog svijeta, nesmetanog korištenja, zaštite prirode i okoliša.

Prema Pravilniku poljoprivredno zemljište smatra se onečišćenim kada sadrži više teških metala i potencijalno onečišćujućih elemenata od maksimalno dopuštenih količina (MDK), Tablica 7.

⁴⁷ Europska komisija: Prijedlog Direktive Europskog parlamenta i Vijeća o praćenju i otpornosti tla (Akt o praćenju tla) (Soil Monitoring Law), COM(2023) 416 final 2023/0232(COD)

⁴⁸ Ministarstvo poljoprivrede: Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (NN 71/2019)

Tablica 7 Maksimalno dopuštene količine onečišćenja izraženo u mg kg⁻¹ zrakosuhog tla

element	pH tla u 1 M otopini KCl-a		
	< 5	5 – 6	> 6
Cd	1	1,5	2
Cr	40	80	120
Cu	60	90	120
Hg	0,5	1	1,5
Ni	30	50	75
Pb	50	100	150
Zn	60	150	200
Mo	15	15	15
As	15	25	30
Co	30	50	6

- **Strategija prostornog razvoja Republike Hrvatske (NN 106/2017)**⁴⁹

Strategija prostornog razvoja Republike Hrvatske (NN 106/2017) prepoznala je napuštene objekte stambene i poslovne namjene, komunalne objekte, prostore nekadašnjih brodogradilišta i industrijskih luka te napuštena eksploatacijska polja na rubnim područjima naselja ili izvan njih. Navedeni prostori su dio izgrađenih dijelova naselja, ali nisu više njihov funkcionalni dio, po tzv. preskočeni prostori, odnosno brownfield zone. Većinu preskočenih prostora karakterizira atraktivnost njihova položaja u urbanom tkivu, veličina zemljišta, prometna dostupnost te visoki stupanj zatečene uređenosti zemljišta. Međutim, neriješeni imovinsko-pravni odnosi koji ograničavaju mogućnosti i opseg prenamjene pojedinih građevina ili sklopova, visina potrebnih ulaganja, nužnost izrade ili izmjene postojeće prostorno-planske dokumentacije, nemogućnost vremenskog planiranja realizacije zahvata, a u pojedinim slučajevima režimi zaštite kulturne baštine čine ih neprivlačnim potencijalnim investitorima. Za prostore koji se više ne koriste i ne mogu se koristiti na dosadašnji način potrebno je, poštujući prostorne značajke i realne potrebe, spriječiti njihovu daljnju devastaciju, provesti urbanu preobrazbu i privesti ih novoj namjeni.

Strategija predlaže inventarizirati i valorizirati brownfield prostore radi sagledavanja prostornih, položajnih, imovinsko-pravnih te vrijednosnih karakteristika brownfield

⁴⁹ Hrvatski Sabor: Strategija prostornog razvoja Republike Hrvatske (NN106/2017)

prostora te ukupnog prostora, koji je od nacionalne do lokalne razine svojevrsni resurs. Predlaže se sljedeće aktivnosti:

- Izrada Brownfield registra u okviru Informacijskog sustava prostornog uređenja (ISPU-a) kao jedinstvenog i javno dostupnog preglednika podataka o područjima planiranim za urbanu preobrazbu, s precizno utvrđenim modelom podataka o pojedinom području
- Izrada Urbanističkih planova uređenja (UPU-a) za urbanu preobrazbu – potrebno je osigurati održivost u korištenju i vitalnost prostora, i to izbjegavanjem uniformnih i jednonamjenskih rješenja i osiguravanjem zastupljenosti i visoke kvalitete javnih sadržaja i javnih otvorenih prostora, po uzoru na primjere dobre europske prakse.

Strategija predlaže preispitivanje mogućnosti prenamjene neiskorištenih brownfield lokacija za revitalizaciju postojećih i gradnju novih lučkih kapaciteta, a planiranje modernizacije luka te njihovo prilagođavanje novim potrebama mora biti dio integralnog upravljanja obalnim područjem. Dodatno pri planiranju prostora u funkciji gospodarskog razvoja, na svim razinama uprave i planiranja, prioritet trebaju biti ulaganja u napuštene industrijske, vojne i komercijalne lokacije (brownfield lokacije).

2.4 Pravni okvir za onečišćenja vode

Okvirnom direktivom o vodama (2000/60/EC)⁵⁰ definirano je sveobuhvatno upravljanje svim vodnim okolišima u Europi koje se temelji na ekosustavu. Vodom se mora upravljati kao cjelinom, tj. vodni slivovi moraju biti povezani s obalnim područjima u koja se ulijevaju. Moraju se integrirati različite kategorije voda: rijeke, jezera, prijelazne, podzemne i priobalne vode. Upravljanje količinama vode, kemijskim sastavom vode, fizičkim uvjetima i bioraznolikošću u vodi također se moraju promatrati integralno.

Osnova za utvrđivanje stanja okoliša mora se temeljiti na stručno priznatim kemijskim, fizikalnim i biološkim parametrima. Okolišni cilj "vrlo dobro ekološko stanje" temelji se na znanstvenim pokazateljima te na postojećim i dostupnim prirodno znanstvenim spoznajama o stanju i razvoju. Za svaku kategoriju vode propis o vodama definira specifične biološke elemente kvalitete, a za svaki element kvalitete svaka država mora definirati mjerne parametre s pripadajućim graničnim vrijednostima za različite klase stanja.

U Hrvatskoj je trenutno važeća **Uredba o standardu kakvoće voda**⁵¹ koja je proizašla iz prethodno spomenute Direktive. Uredbom se propisuje standard kakvoće voda za površinske i priobalne vode i vode teritorijalnog mora te podzemne vode, posebni

⁵⁰ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy

⁵¹ Uredba o standardu kakvoće voda NN 96/2019, NN 20/2023

ciljevi zaštite voda, kriteriji za utvrđivanje ciljeva zaštite voda, uvjeti za produženje rokova za postizanje ciljeva zaštite voda, elementi za ocjenjivanje stanja voda, monitoring stanja voda i izvještavanje o stanju voda.

Tablica 8 Prikaz klasifikacije ekološkog stanja voda

Kategorije ekološkog stanja	Boja
Vrlo dobro	Plava
Dobro	Zelena
Umjereno	Žuta
Loše	Narančasta
Vrlo loše	Crvena

Uredbom o opasnim tvarima u vodama⁵² definiraju se tvari i količine u kojima se smatraju opasnim tvarima u površinskim vodama. Opasne tvari u vodama su tvari koje imaju svojstvo toksičnosti, razgradljivosti i bioakumulacije odnosno štetno djelovanje na život i zdravlje ljudi i stanje okoliša i prirode.

⁵² Uredba o opasnim tvarima u vodama NN 137/2008

3 NORVEŠKE NACIONALNE PREPORUKE ZA SANACIJU BROWNFIELD PODRUČJA

3.1 Nacionalne preporuke – primjer Norveške

Norveška nacionalna legislativa uključuje niz dokumenata koji se nazivaju „tehničke ili stručne preporuke“, a izrađuju ih mjerodavne agencije (npr. Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (NIKO) i sl.) u suradnji sa strukom i/ili sveučilištima. Spomenute preporuke nemaju obvezujući karakter u smislu provedbe procedura, nego savjetodavni, ali većina sanacijskih programa se provodi uvažavajući spomenute preporuke.

- TA25532009 **Health-based condition classes for contaminated land (Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje)** - (na norveškom i hrvatskom <https://cbr.grad.hr/hr/norwegian-regulations> te u Prilogu 1 ovog dokumenta)

Ovaj priručnik služi nadležnom tijelu za kontrolu onečišćenja u obradi i procjeni zdravstvenih rizika u slučajevima povezanim s onečišćenim tlom. Osim toga, od pomoći je ugovarateljima radova, vlasnicima zemljišta, savjetnicima te drugima koji se bave sličnom problematikom. Priručnik je namijenjen za lakše donošenje odluka u spomenutim slučajevima. Priručnik je pripremljen uz pomoć konzultantske tvrtke/ Norconsult na temelju popratnih podataka iz Norveške geološke službe (NGS), Norveškog zavoda za javno zdravstvo, Norveškog instituta za istraživanje poljoprivrede i okoliša/ Bioforsk i istraživačkog društva u sektoru voda/ Aquateam.

- TA162999 **Guidance on risk assessment of contaminated land** (na norveškom, Prilog 2 ovog dokumenta)

Prilikom postupanja s onečišćenjem u tlu potrebno je procijeniti potrebu i opseg mjera na temelju rizika koje onečišćenje predstavlja za ljude i okoliš. Ovaj dokument pruža smjernice za provođenje takve procjene rizika i daje nove standardne vrijednosti za najosjetljivije korištenje zemljišta.

- Guide 02_2018 **Classification of environmental condition in water** (na norveškom, Prilog 3 ovog dokumenta)

Ova smjernica se temelji na rezultatima različitih istraživačko-razvojnih projekata, kao i puno razvojnog rada u vezi s europskim među kalibracijskim metodama. Za svaku kategoriju vode smjernica definira specifične biološke elemente kvalitete, a za svaki element kvalitete svaka država mora definirati mjerne parametre s pripadajućim graničnim vrijednostima između svake klase stanja. Za tipove vode koje dijelimo sa susjednim zemljama, granične vrijednosti moraju se odrediti putem međukalibracijske vježbe tako da klasa stanja ostane usporediva među zemljama. Sustav klasifikacije je

važna referenca za različita tijela kada se procjenjuju postojeće ili nove dozvole, a ovom klasifikacijom postiže se ujednačenost u cijeloj zemlji i među sektorima.

- Norwegian labor inspection authority: Regulation on intervention values and limit values for physical and chemical factors in the work environment (na norveškom)

Svrha propisa je zaštititi radnike od opasnosti uzrokovanih fizičkim, kemijskim ili biološkim čimbenicima, određivanjem graničnih vrijednosti, akcijskih vrijednosti i skupina rizika od infekcije.

4 SMJERNICE ZA SANACIJU BROWNFIELD PODRUČJA U HRVATSKOJ

4.1 Uvod

Prije razmatranja sanacije industrijski onečišćenih brownfield područja, nužno je napomenuti da se materijali koji su ostali na nekom području nakon industrijske aktivnosti trebaju prvenstveno razmatrati kao otpad, a navedeno područje kao onečišćeno.

Prema Zakonu o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23) otpad je svaka tvar ili predmet koje posjednik odbacuje, namjerava ili mora odbaciti. Programima proširene odgovornosti proizvođača definira se skup mjera koje poduzimaju države članice kako bi osigurale da proizvođači proizvoda snose financijsku odgovornost ili financijsku i organizacijsku odgovornost za gospodarenje fazom otpada u životnom vijeku proizvoda.

Nužno je klasificirati o kakvom se otpadu radi, te kako se s takvim otpadom postupa, sve prema Zakonu o gospodarenju otpadom. Ako se smatra da nastali otpad ima potencijalne primjene u drugim industrijama, tada je potrebno provesti postupak ukidanja statusa otpada, sve u skladu s Pravilnikom o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023), kao što je prikazano u 4.3.

4.2 Prethodne radnje

Prethodne radnje, obično obuhvaćajući period od nekoliko godina prije same faze sanacije, a nužne su za kvalitetnu provedbu sanacije.

Prethodne radnje su važan korak prije same sanacije jer omogućuju temeljito razumijevanje situacije na brownfield području prije samog početka sanacije. Ispitivanje percepcije problema u javnosti i ankete stanovništva pružaju uvid u razinu svijesti i zabrinutosti građana o pitanjima vezanim uz zagađenje i zdravlje. Uspostava suradnje između različitih razina vlasti osigurava koordiniran pristup i podršku za provedbu sanacije. Izrada urbanističkih planova i drugih zakonskih akata osigurava zakonski okvir za provođenje sanacijskih aktivnosti. Kontinuirani monitoring i laboratorijske analize pružaju kontinuirane podatke o kvaliteti okoliša tijekom vremena te omogućuju praćenje učinkovitosti provedenih mjera sanacije. Sve ove aktivnosti zajedno osiguravaju da sanacija bude učinkovita, sigurna i usmjerena prema potrebama zajednice i zaštiti okoliša.

Prethodne radnje uključuju sljedeće postupke:

- ispitivanje javnog mijenja o percepciji problema uzrokovanih brownfield područjem (prema ljudskom zdravlju i okolišu),
- anketiranje stanovništva radi utvrđivanja činjenica o uzroku onečišćenja,

- uspostavljanje suradnje državne, regionalne i lokalne samouprave na sanaciji područja (ugovaranje prihvata onečišćenog tla u okviru regionalnog centra za gospodarenje otpadom),
- donošenje urbanističkih planova i drugih zakonskih akata potrebnih za provedbu sanacije,
- uspostava kontinuiranog monitoringa u trajanju minimalno godinu dana i to redom:
 - mjerenje razina podzemne vode minimalno 3x mjesečno,
 - laboratorijska analiza uzorka podzemne vode minimalno 1x mjesečno;
 - laboratorijska analiza okolne vode minimalno 1x mjesečno (morske ili jezerske ako postoji),
 - laboratorijska analiza tkiva postojećih školjkaša minimalno jednom, postavljanje uzoraka novih školjkaša i analiza tkiva svaka 3 mjeseca)
- provođenje preliminarnog istraživanja kvalitete tla prema normi HRN ISO 18400-202:2019 Kvaliteta tla -- Uzorkovanje -- 202. dio: Preliminarna istraživanja, kojom se određuju povijesni podatci o lokaciji i onečišćenju, sa svrhom stvaranja konceptualnog modela lokacije s identificiranim prostornim rasporedom onečišćenja:
 - homogena raspodjela,
 - heterogena raspodjela s poznatim lokacijama točkastog izvora onečišćenja,
 - heterogena raspodjela s nepoznatim lokacijama točkastog izvora onečišćenja,
 - heterogena raspodjela bez točkastih izvora onečišćenja.
- definiranje strategije uzimanja uzoraka (prosudbeno/sustavno uzorkovanje) za istraživačko ispitivanje za potrebe ocjene stupnja onečišćenja, prema normi HRN ISO 18400-203:2019 „Kvaliteta tla -- Uzorkovanje -- 203. dio: Istraživanje potencijalno onečišćenih lokacija“
- uzimanje uzoraka s lokacije u sklopu istraživačkog ispitivanja i provedba laboratorijske analize svih deskriptora onečišćenja tla, površinske vode i plinova, za tlo sve prema važećim normama propisanim u Direktivi o praćenju tla i otpornosti tla Tablica 6, odnosno prema norveškom pravilniku prikazanom u Tablici 9,

Tablica 9 Kategorije stanja onečišćenog tla. Koncentracija je navedena u mg/kg s.t.

Kategorija stanja/ Tvar	1	2	3	4	5
	Vrlo dobro	Dobro	Umjereno	Loše	Vrlo loše
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Olovo	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmij	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Živa	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Bakar	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Cink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikal	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500
∑PCB7	< 0,01	0,01-0,5	0,5-1	1-5	5-50
DDT	<0,04	0,04-4	4-12	12-30	30-50
∑PAH16	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500
Benzo(a)piren	< 0,1	0,1-0,5	0,5- 5	5 -15	15-100
Alifati C8-C10 ¹⁾	< 10	≤10	10-40	40-50	50-20000
Alifati > C10-C12 ¹⁾	< 50	50- 60	60-130	130-300	300-20000
Alifati > C12-C35	< 100	100-300	300-600	600-2000	2000-20000
DEHP	<2,8	2,8-25	25-40	40-60	60-5000
Dioksini/furani	<0.00001	0,00001- 0,00002	0,00002- 0,0001	0,0001- 0,00036	0,00036- 0,015
Fenol	<0,1	0,1-4	4-40	40-400	400-25000
Benzen ¹⁾	<0,01	0,01-0,015	0,015-0,04	0,04-0,05	0,05-1000
Trikloretan	<0,1	0,1-0,2	0,2-0,6	0,6-0,8	0,8-1000

1) Za hlapljive tvari, plin će kao put izloženosti dati niske granične vrijednosti za ljudsko zdravlje. Ako plin u zgradama nije relevantan put izloženosti, potrebno je provesti procjenu rizika specifičnu za određenu lokaciju kako bi se izračunali kriteriji prihvatljivosti specifični za određenu lokaciju.

4.3 Provedba sanacije

Sanacija se provodi nakon izrađenog plana sanacije koji se izrađuje u skladu s rezultatima prethodnih radnji:

- zoniranje područja prema urbanističkim planovima s ciljem faznog provođenja sanacije (veličina zone ne bi trebala biti veća od 25.000 m²)
- određivanje broja uzoraka i strategije uzorkovanja prema normi HRN ISO 18400-104:2019 „Kvaliteta tla -- Uzorkovanje -- 104. dio: Strategije“, odnosno prema normi HRN EN 14899:2007 „Karakterizacija otpada -- Uzorkovanje otpadnih materijala -- Okvir za pripremu i primjenu plana uzorkovanja“
- u nedostatku hrvatskih pravilnika za određivanje broja uzoraka moguće je dodatno koristiti norveške preporuke **TA25532009 Health-based condition classes for contaminated land za uzorkovanje** prema Tablici 10., Tablica 12, u ovisnosti o tipu onečišćenja detektiranom prethodnim radnjama, Prilog 1.
- uzimanje uzoraka s lokacije u sklopu detaljnog ispitivanja prema normi HRN ISO 18400-203:2019 „Kvaliteta tla -- Uzorkovanje -- 203. dio: Istraživanje potencijalno onečišćenih lokacija“ i provedba laboratorijske analize svih deskriptora onečišćenja tla, površinske vode i plinova; za tlo sve prema važećim normama propisanim u Direktivi o praćenju tla i otpornosti tla Tablica 6, odnosno prema norveškom pravilniku prikazanom u Tablici 9
- izrada generalnog plana sanacije čitavog područja na osnovu prikupljenih podataka iz prethodnih radnji
- provedba sanacije zonu po zonu.

Tablica 10 Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s raspršenim ili homogenim onečišćenjem

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000 - 10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	10	12	14	16	2	1
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	8	10	12	14	2	1
Industrijska i prometna područja	4	8	8	8	10	12	2	1

Tablica 11 Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s točkastim izvorima poznatog položaja

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000- 10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	12	16	20	24	4	2
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	8	12	16	20	4	2
Industrijska i prometna područja	4	8	8	8	12	16	4	2

Tablica 12 Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s točkastim izvorima nepoznatog položaja

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000- 10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	16	24	32	40	8	4
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	14	20	26	32	6	3
Industrijska i prometna područja	4	8	8	12	16	20	4	2

U slučajevima kada se ispituju iznimno veliki lokaliteti (> 100 000 m²), može se odstupati od općeg pravila o povećanju broja uzoraka na 1000 m² iznad 10 000 m². O tome se odlučuje na diskrecijskoj osnovi u svakom pojedinom slučaju.

4.4 Postupak oporabe otpada u građevinarstvu

Na razini Europske unije (EU), pravni okvir za postupanje s otpadom temelji se na nizu direktiva i propisa koji promiču održivo gospodarenje otpadom. Glavni dokumenti uključuju **Direktiva o gospodarenju otpadom (Waste Framework Directive)**⁵³, koja postavlja temeljne principe i ciljeve. U Hrvatskoj, zakonodavstvo o otpadu temelji se na europskim direktivama te nacionalnim zakonima i propisima. Ključni zakon u ovom području je **Zakon o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23)**⁵⁴, koji propisuje pravila za gospodarenje otpadom u skladu s europskim standardima. Hrvatska također ima **Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023.**

⁵³ Europski parlament, Vijeće Europske unije: Direktiva (EU) 2018/851 Europskog parlamenta i Vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 2008/98/EZ o otpadu

⁵⁴ Hrvatski sabor: Zakon o gospodarenju otpadom (NN 84/21, 142/23)

- **2028. godine**⁵⁵ koji definira dugoročne ciljeve i smjernice za upravljanje otpadom na nacionalnoj razini. U obje jurisdikcije, cilj je stvoriti sustav gospodarenja otpadom koji minimizira negativne utjecaje na okoliš, promiče održivo korištenje resursa, te osigurava zaštitu zdravlja ljudi i okoliša. Osim toga, propisani su i mehanizmi nadzora i provedbe kako bi se osiguralo poštivanje propisa te sankcije za nepoštivanje istih.

Planom gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. - 2028. godine identificirano je samo osam tzv. „crnih točaka“ (lokacije u okolišu visoko opterećene otpadom koji je zaostao nakon dugotrajnog neprimjerenog gospodarenja proizvodnim (tehnološkim) otpadom). Planirana je i **Studija izvedivosti postojećih i potrebnih kapaciteta za obradu opasnog otpada i studija za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom („crne točke“)**. Kod identifikacije novih „crnih točaka“ planirano je identificirati nove lokacije onečišćene opasnim otpadom na području Republike Hrvatske, odnosno predložiti i razraditi kriterije/mehanizme za identifikaciju novih lokacija onečišćenih opasnim otpadom i prema stupnju rizika odrediti listu prioriteta „crnih točaka“ za sanaciju. Dodano u Republici Hrvatskoj ne postoji odlagalište opasnog otpada.

Nadalje, ako se dokaže da se radi o inertnom otpadu koji bi mogao naći primjenu u nekim drugim industrijama, poput na primjer građevinarstva, nužno je poštovati **Pravilnik o ukidanju statusa otpada** (NN 55/2023)⁵⁶. U Pravilniku su propisani posebni kriteriji za ukidanje statusa otpada, uključujući **tehnički i ekološki kriteriji** u slučaju korištenja otpada kao recikliranog agregata i/ili kao materijal za nasipavanje. Tek nakon što je prema Pravilniku o ukidanju statusa otpada dokazano da otpadni materijal zadovoljava sve tehničke i ekološke kriterije, može se razmatrati ukidanje statusa otpada i mogućnost korištenja materijala.

U skladu sa zakonskim odredbama, za postupanje s tvari ili predmetom kao nusproizvodom potrebno je:

- Sklopiti ugovor između posjednika tvari ili predmeta za koju se traži upis u Očevidnik nusproizvoda i budućeg korisnika te tvari ili predmeta (primjerice, s gospodarskim subjektom iz građevinske industrije),
- Izraditi specifikaciju budućeg korisnika tvari ili predmeta za koju se traži upis u Očevidnik nusproizvoda, (primjerice, specificirati svojstva ili zahtjeve kojima udovoljava tvar koja se smatra prikladnim za korištenje u određenu svrhu). Potrebno je uzeti u obzir i tehničke i ekološke specifikacije.
- Dokazati da tvar ili predmet za koju se traži upis u Očevidnik nusproizvoda udovoljava priloženoj specifikaciji
- Podnijeti zahtjev za upis u Očevidnik nusproizvoda,
- Ishoditi potvrdu o upisu u Očevidnik nusproizvoda.

⁵⁵ Vlada Republike Hrvatske: Plan gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2023. – 2028. godine, NN 84/2023, https://narodne-novine.nn.hr/clanci/sluzbeni/2023_07_84_1334.html

⁵⁶ Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja: Pravilnik o ukidanju statusa otpada (NN 55/2023)

5 PRIMJERI SANACIJE BROWNFIELD PODRUČJA U NORVEŠKOJ I HRVATSKOJ

5.1.1 Željezara Notodden

5.1.1.1 Lokacija

Približno 90 kilometara istočno od Osla, nalazi se grad Notodden s približno 12 000 stanovnika uz jezero Heddalsvatnet, Slika 2. Krajnji jugoistok Notoddena naziva Jernverkstomta i prostor je bivše željezare, a čini površinu od 50 000 m² neposredno uz rijeku Tinnelvu koja se priljeva u Heddalsvatnet. Danas se koristi kao privremeno skladište za građevinski otpad i parkiralište dok je jedan dio vrlo uspješno saniran i koristi se za stanovanje.



Slika 2 Smještaj brownfield područja Nottoden u Norveškoj

5.1.1.2 Povijest

Na području današnjeg Jernverkstomta povijesne karte iz 1904. i 1910. ukazuju da je veliki južni dio Jernverkstomta bio potopljen. Također se vidi i otočić odmah uz rijeku Tinnelvu, a čiji je kanal koji je tvorio otočić zatrpan. Područje je iskorišteno početkom 20. stoljeća za izgradnju željezare u vlasništvu Tinfos Jernverk AS, a proizvodila je sirovo željezo do 1927. godine. Nakon toga je preorijentirana na proizvodnju ferolegura (ferosilicij i ferogrom) te legura silicijeva mangana. 1963. ugrađuju se uređaji za plinsko pranje peći, a 1974. uvodi se i pročišćavanje otpadnih voda. Tinfos Jernverk AS posjedovao je i tvornicu kalcijeva karbida (Notodden Calciumkarbidfabrikk) koja se nalazila istočno od Jernverkstomta, a radila je od 1900. do 1952. Željezara je zatvorena 1986. godine, a za njom su zaostali nusprodukti proizvodnje željeza, ferolegura i karbida.

5.1.1.3 Sanacija

Temeljni problemi lokalnih vlasti u vezi s industrijskim onečišćenjem tijekom većeg dijela 19. stoljeća postali su vidljivi sredinom 20. stoljeća. Nedostaci u zakonskoj regulativi i razini stručnog znanja onemogućili su učinkovitu preventivnu zdravstvenu zaštitu. Tek velikim promjenama u 1970-im i 80-im godinama prošlog stoljeća počelo se s uklanjanjem industrijskog onečišćenja iz područja odgovornosti lokalne samouprave. Putem Norveške uprave za kontrolu onečišćenja kao središnjeg nadzornog tijela, Norveškog instituta za javno zdravstvo kao stručnog centra utemeljenog na istraživanju, Norveškog zakona o kontroli onečišćenja i Zakona o općinskim zdravstvenim uslugama, postalo je moguće nositi se s ovim kompliciranim ekološkim i zdravstvenim problemima na profesionalnoj razini.

Sanacija područja željezare u Notoddenu je započeta 2000. g. ugovorom između tvrtke TinfosAS i Općine Notodden, a 2008.g. je odgovornost za sanaciju preuzela tvrtka Eramet koja je ujedno i otkupila onečišćeno zemljište. Do danas je sanirano oko 25% ukupne površine gdje su izgrađeni poslovno stambeni objekti (Slika 3), a u tijeku je sanacija još približno 50% površina. U planu je u završiti sanaciju na cijelom području do 2030.g.



Slika 3 Sanirano brownfield područje Nottoden u Norveškoj

U geološkom smislu područje sadrži riječne nanose prije svega: pijesak, šljunak i oblutke. Nasip na osnovnoj geološkoj podlozi sastoji se od ostataka proizvodnje: pepela, betona, cigle i otpada. Tokom iskopavanja probnih jama uočeni su ostatci betonskih podova i konstrukcija u zemlji koji su preostali nakon rušenja objekta. Mjerenjem je ustanovljena razina podzemne vode na cca 5-6 m ispod terena. Obradom uzoraka tla uočena je visoka kontaminacija PAH-a i nekih teških metala u tlu dok je bila niska razina kontaminacije u podzemnim vodama, što je vjerojatno uzrokovano konstantnim tokom podzemne vode pod djelovanjem rijeke Tinnelve.

U okviru sanacijskog programa izvršeno je uzimanje uzorka na više od 60 tlocrtnih pozicija te s više dubina na kojima su izvršena laboratorijska ispitivanja, a uzorci su klasificirani prema donjoj tablici u kategorije stanja od vrlo dobrog do vrlo lošeg. Do danas je s lokacije uklonjeno oko 34.000 tona kontaminiranog tla klasificiranog u 4 i 5 kategoriju stanja i zbrinuto na odlagalištu u Nooddenu. Ukupan trošak sanacije do danas je iznosio 1,82 milijuna EUR. U budućnosti se procjenjuje potreba za iskopom dodatnih 70.000 tona s procijenjenim troškom od 3,04 milijuna EUR.

5.1.2 Tvornica Dalmacija Dugi Rat

5.1.2.1 Lokacija

Općina Dugi Rat nalazi se na obali Jadranskog mora, približno 15 kilometara jugoistočno od Splita, a 5 km zapadno od Omiša. U 3 različita naselja, Duće, Dugi Rat i Jesenice, sveukupno obitava preko 7000 stanovnika, većinom orijentiranih na turizam. Značajan gospodarski napredak područja ostvario se početkom 20. stoljeća izgradnjom „Tvornice“, postrojenja za izradu karbida i cijanamida na Dugom Ratu. Tvornica se nalazila na jugu odnosno rtu naselja Dugi Rat te obuhvaća 180 000 m², Slika 4.

Potrebno je napomenuti da ovo područje iako ima obilježje brownfield područja službeno nije tako trenutno registrirano.



Slika 4 Lokacija Dalmacija Dugi Rat

5.1.2.2 Povijest Tvornice i Dugog Rata

Povijest Dugog Rata kao naselja neodvojiva je od povijest Tvornice koja je proizvodila karbid i cijanamid. Prethodno izgradnji Tvornice, prostor Dugog Rata korišten je za vinogradarstvo od strane stanovnika obližnjih Jesenica. Naime, francuski vinogradi su netom prije stradali od najezde filokse, a što je dalo značajni zamah dalmatinskom vinogradarstvu. Međutim, kako su se francuski vinogradi krenuli oporavljati, potražnja za dalmatinskim vinom je krenula opadati. Jeseničane, svjesne da se od samo proizvodnje vina ne može živjeti, ugledni sumještani don Frane Ivanišević uvjerio je

da zemljišta na Dugom Ratu prodaju za izgradnju Tvornice, te da time osiguraju poslove i obrazovanje za svoju djecu. To se pokazao kao dobar korak – sljedećih 100 godina.

Zemljište na Dugom Ratu tako je otkupilo talijansko društvo SUFID, tal. Societa per utilizzazione delle forze idrauliche della Dalmazia, tj. Društvo za korištenje vodnih snaga Dalmacije. Prethodno otvorenju Tvornice 1914. godine, društvo SUFID je izgradilo hidroelektranu u Kraljevcu iznad Omiša 1912. godine kako bi Tvornicu opskrbilo električnom energijom. Tvornica je bila postrojenje za proizvodnju karbida i cijanamida, a SUFID je imao još jedno postrojenje u Crnici pored Šibenika, Slika 5. Tvornica na Dugom Ratu brojala je 6 peći u kojima se na temperaturi 3500 °C - 4000 °C talila mješavina vapna i ugljena i pretvarala u karbid. Samljeveni karbid pod utjecajem dušika pretvarao se u cijanamid, umjetno gnojivo. Dnevna proizvodnja iznosila je oko 80 tona, a godišnje oko 25 000 tona cijanamida.



Slika 5 Tvornica karbida i cijanamida Dugi Rat, arhivska snimka⁵⁷

Cijanamid se u sklopu postrojenja mljeo u takozvanoj Crnoj kući, neposredno pored spavaonica, a sitni prah raznošen vjetrom od tamo je onečišćavao okoliš. Od spavaonica razvio se Dugi Rat kao naselje. SUFID je koncesiju nad tvornicom izgubio 1929. godine, te je Tvornica prešla u francusko vlasništvo i nastavlja raditi pod imenom La Dalmatienne. Istovremeno tvrtka značajno napreduje usprkos gospodarskoj krizi koja ju je kratko usporila. Jako se ulaže i u radničko naselje te se gradi kino, sportski tereni, kuglana, crkva, pa čak i bolnica zahvaljujući djelovanju sindikata. Uz Tvornicu izgradila se i luka za brodove do 30 000 tona zajedno s dvije dizalice, kupovalo se

⁵⁷ <https://tehnika.lzmk.hr/dalmacija-tvornica-karbida-i-cijanamida-dugi-rat/>

novo zemljište za širenje, nabavljena je nova peć za proizvodnju sirovog željeza, a jedna od postojećih peći prenamijenjena je za proizvodnju ferolegura, a također se provodi i plinovod koji je opskrbljivao i stanovnike.

Nakon 2. svjetskog rata postrojenje preuzimaju Talijani, a nakon njih i NDH. U to vrijeme su i Nijemci okupirali Tvornicu, te u njoj postavili mine kako bi postrojenje uništili u slučaju povlačenja. Srećom, djelovanjem domaćih ilegalaca mine su onesposobljene, a Tvornica sačuvana. Nakon Drugog svjetskog rata Tvornica prelazi u državno vlasništvo i nastavlja s proizvodnjom karbida i cijanamida te ferolegura, međutim bez peći za sirovo željezo. 1952. godine Tvornica gradi vodovod od Suhog Potoka, a od 1953. uvodi se i naplata električne energije stanovništvu – do tada su je dobivali besplatno, Slika 6. 70-tih godina Tvornica prelazi isključivo na proizvodnju ferolegura zbog jake konkurencije na tržištu umjetnih gnojiva i razvoja petrokemijske industrije, a zbog čega susu karbid i cijanamid izgubili na vrijednosti. Do Domovinskog rata Tvornica, osim ferolegura koje je primarno proizvodila, proširila s pogonima za elektromehaničke proizvode u suradnji s tvrtkom Iskra iz Kranja i pogonom za tekuće plinove s Montkemijom iz Zaprešića.

Dolaskom Domovinskog rata Tvornica skoro pa prestaje s radom zbog nepouzdanosti u opskrbi električnom energijom. Kraj rata dočekala je samo jedna upaljena tvornička peć i to uz velike poteškoće jer se pogon jedva održavao. Tvornica ubrzo odlazi u stečaj, a stečajna upraviteljica 2003. godine započela je i s rušenjem Tvornice. Cilj je bio osloboditi zemljište za potrebe nove industrije – turizma. Međutim dolaskom financijske krize koncem 2000-tih godina planovi naglo staju, a bivši prostor Tvornice ostaje prazan, zagađen i neiskorišten.



Slika 6 Tvornica karbida i cijanamida Dugi Rat, arhivska snimka⁵⁸

⁵⁸ <https://dugirat.com/novosti/106-arhiva/22220-dugi-rat-za-jadransku-strazu>

5.1.2.3 Problem

Nakon zatvaranja Tvornice preostao je otpadni materijal, a koji se procjenjuje na 1 670 000 m³ otpada nastalih prilikom taljenja ruda (troska), građevinskog otpad, otpadne prašine i drugog otpada. Većina otpadnog materijala „zbrinjavala se“ na način da je isti korišten za izgradnju obale, stoga je dio otpada pod vodom, izložen trošenju djelovanjem mora. Iako većina naknadnih istraživanja područja Tvornice nije pokazala postojanje direktne ugroze za čovjeka i okoliš, studije nisu u potpunosti konkluzivne te imaju metodoloških manjkavosti. Potrebna su dodatna istraživanja na različitim lokacijama cijele Tvornice kako bi se zaključilo da udjeli metalnih oksida i teških metala (pogotovo kroma) u okolišu, ali i stope radioaktivnosti na području Tvornice ne prekoračuju propisane vrijednosti. Detaljnijim istraživanjem utvrdio bi se točan opseg zagađenja okoliša, te stvorili preduvjeti za izradu plana remedijacije odnosno sanacije prostora Tvornice za buduću namjenu.

5.1.2.4 Trenutni status

Od prvog Sanacijskog programa iz 2009., nije bilo sporno da su se na području tvorničkog kruga tvornice Dalmacija d.d. obavljale opasne djelatnosti, odnosno djelatnosti koje predstavljaju rizik za okoliš i za ljudsko zdravlje te uslijed čijeg obavljanja može nastati šteta u okolišu i prijeteća opasnost od štete u okolišu. Šteta u okolišu je uzrokovana dugogodišnjim odlaganjem troske nastale pri proizvodnji ferolegura. Upravo je iz tog razloga i utvrđena obveza ishođenja i provedbe sanacijskog programa. Dakle, od prve pravne radnje kojom se inicirala sanacija lokacije do danas, nije bilo sporno da se radi o onečišćenju okoliša koje je potrebno sanirati, jedino se mijenjalo shvaćanje vrste onečišćenja, od poimanja troske kao otpada, odnosno nusproizvoda otpada do poimanja troske kao industrijskog onečišćenja.

Potreba za sanacijom predmetnog područja utvrđena je još 2009. godine kada je tvrtka Projekt Uvala d.o.o. (vlasnik dijela objekata i zemljišta na lokaciji bivše tvornice) naručila izradu prvog Sanacijskog programa tvorničkog kruga bivše tvornice ferolegura u Dugom Ratu (ECOINA d.o.o., Zagreb, studeni 2009. godine). Za navedeni Sanacijski program, Ministarstvo zaštite okoliša, prostornog uređenja i graditeljstva izdalo je Suglasnost (Klasa: UP/I 351-01/09-02/375; Ur.broj: 531-14-3-17-09-2; od 17. studenoga 2009.).

Ministarstvo je pri obavljanju nadzora nad sanacijom koju je vršila Projekt Uvala d.o.o. utvrdilo određene propuste, nakon čega su, 2011. zaustavljeni radovi na sanaciji. Prilikom nadzora utvrđeno je da je na lokaciji i dalje ostalo nesansirano oko 251.171 tona ostatnog materijala nakon obrade troske. Inspekcija zaštite okoliša je Rješenjem, Klasa: UP/I-351-02/11-09/34; Urbroj: 531-07-3- 2-11-1 od 1. lipnja 2011. naredila uklanjanje ostatnog materijala (obrađene troske) s predmetne lokacije u roku od 60 dana. Međutim, materijal nije uklonjen s lokacije, a tvrtka Projekt Uvala d.o.o. je u

pregovorima s nadležnim tijelima oko rješavanja problema zagovarala da se sanacija izvede na način da se ostatni materijal sa lokacije ne uklanja, nego da se iskoristi u drugu namjenu, ukoliko je to moguće.

S obzirom da sanacija nije dovršena prema Sanacijskom programu iz 2009., tvrtka Projekt Uvala d.o.o. naručila je drugi Sanacijski program tvorničkog kruga bivše tvornice ferolegura u Dugom Ratu iz 2015. (dalje: Sanacijski program) te je upravnim aktom, na taj Sanacijski program, dana odgovarajuća Suglasnost Ministarstva zaštite okoliša i prirode, Klasa: UP/I-351-03/14-02/126, Ur.broj: 517- 06-2-2-15-37 od 25. studenog 2015. (dalje: Suglasnost).

U Sanacijskom programu iz 2015. navedeno je da je sanaciju bilo moguće provesti prema propisima vezanima za gospodarenje otpadom i gradnju te prema propisima vezanim za eksploataciju troske kao mineralne sirovine s obzirom da se troska može promatrati i kao mineralna sirovina sukladno propisima o rudarstvu. Pri tome su, ocjenjujući Izmjene i dopune Lokacijske dozvole, Klasa: UP/I-350-05/10-01/159, Urbroj: 531-06-11-9 GR od 21. veljače 2011., u kojoj je navedeno da se u predmetnom postupku radi o sanaciji industrijskog onečišćenja, a ne o eksploataciji mineralne sirovine, daljnje radnje provedene sukladno propisima o industrijskom onečišćenju.

Člankom 197. **Zakona o zaštiti okoliša** propisano je da se sanacija mora izvršiti u skladu s odobrenim sanacijskim programom i u roku koji je određen u suglasnosti na sanacijski program, poštujući mjere za sanaciju štete i mjere zaštite okoliša. Ministarstvo u izdanoj Suglasnosti iz 2015. određuje rok od četiri godine u kojem je potrebno izvršiti Sanacijski program, odnosno sanaciju lokacije. Ostavljeni rok dobrovoljnog ispunjenja obveze istječe 2020. godine.

Također, hodogramom aktivnosti potrebnih za provedbu sanacije Sanacijskog programa ovlaštenik koji je nadzirao radove bio je obvezan izraditi izvješće o provedenim radovima i dostaviti ga ministarstvu nadležnom za poslove zaštite okoliša (sadašnje: Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja, u daljnjem tekstu: Ministarstvo), a to do srpnja 2017. Jasno je iz situacije na terenu da predviđena sanacija nije učinjena, dakle izostalo je i izvješće. Člankom 198. Zakona o zaštiti okoliša propisano da će, ukoliko operater ne izvrši sanaciju štete u okolišu u skladu s odobrenim sanacijskim programom, odnosno u određenom roku, Ministarstvo provesti sanacijski program putem treće osobe, na trošak i odgovornost operatera.

Državni inspektorat, tijelo koje je dužno nadzirati provođenje Sanacijskog programa te izvijestiti Ministarstvo o završetku provedbe, tijekom 2021. provodi inspekcijske nadzore kojima utvrđuje i obavještava Ministarstvo da je rok za sanaciju istekao, a da sanacija nije provedena. Također je utvrđeno da je nositelj zahvata uklonio postrojenje za obradu troske, da je odložena troska ostala na lokaciji bez obrade, da se na lokaciji nalaze veće količine ostatnog materijala od obrade troske te građevinski otpad na otvorenom prostoru, da nije utvrđeno širenje prašine za vjetrovita vremena, da nisu

postavljene mjerne stanice za provođenje mjerenja posebne namjene, da troska nije vađena iz mora, da su morski otpad i betonski blokovi djelomično izvađeni iz mora.

Ministarstvo je tijekom 2022. i 2023. provodilo pripremne radnje za provođenje sanacije te je donesena Odluka o imenovanju Povjerenstva za provedbu pripremnih radnji radi neprovođenja sanacijskog programa kruga bivše tvornice ferolegura Dugi Rat, KLASA: 011-01/22-01/53, URBROJ: 517-14-02-22-2 od 25. veljače 2022. Osim navedenog, nije bilo službenih obavijesti o početku provedbe ili tijeku novog postupka sanacije.

5.1.2.5 Izazovi u provedbi sanacije s pravnog gledišta

S obzirom na dosadašnji tijek sanacije, izvjesno je da je postupak otežan zbog neriješenih imovinsko-pravnih odnosa za određeni dio katastarskih čestica u vlasništvu RH. Sukladno Sanacijskom programu iz 2015., imovinsko-pravne odnose bilo je potrebno riješiti na način da tvrtka Projekt uvala d.o.o. otkupi ili da se dobije suglasnost Državnog ureda za upravljanje državnom imovinom na planirani način sanacije na česticama u vlasništvu RH. Za vrijeme trajanja planirane provedbe Sanacijskog programa, sudski postupak radi utvrđivanja prava vlasništva još uvijek nije bio okončan.

Drugi sudski postupak vođen je protiv tvrtke Projekt uvala d.o.o. zbog iskorištavanja mineralne sirovine bez koncesije. U slučaju utvrđenja neovlaštene eksploatacije, tvrtki Projekt uvala d.o.o. onemogućeno je ishođenje koncesije za posebnu upotrebu sukladno **Zakonu o pomorskom dobru i morskim lukama** (NN 83/23)⁵⁹ bez prethodnog podmirenja novčane kazne. Nastavno na izneseno, razrješenje predmetnih sporova između tvrtke Projekt uvala d.o.o. i Republike Hrvatske nameće se kao jedan od primarnih uvjeta za planiranje daljnjih radnji.

Pri tome je važno istaknuti kako je sukladno gore navedenom članku 198. **Zakona o zaštiti okoliša**⁶⁰, odgovornost za provođenje sanacije nakon izostanka provedbe od strane operatera, pala na Ministarstvo. Republika Hrvatska stječe zakonsko založno pravo na nekretninama i pokretninama operatera radi osiguranja naplate troškova izvršene sanacije.

U pogledu buduće namjene zemljišta, na lokaciji planirane sanacije, sukladno trenutno važećoj prostorno-planskoj dokumentaciji Općine Dugi Rat, predviđena je prenamjena zemljišta u turističku namjenu. Slijedom navedenog, buduću sanaciju potrebno je provoditi prema primjenjivim pravilima o kvaliteti tla za planiranu namjenu.

⁵⁹ Hrvatski sabor: Zakonu o pomorskom dobru i morskim lukama (NN 83/23)

⁶⁰ Hrvatski sabor: Zakon o zaštiti okoliša (NN 80/13, 153/13, 78/15, 12/18, 118/18)

Prilog 1 TA25532009 Health-based condition classes for contaminated land (Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje) - (prevedeno sa norveškog na hrvatski



Coastal Brownfield Remediation

SLUŽBENI PRIJEVOD

Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje

Bilateralna inicijativa “Strategije cjelovitog oporavka obalnih brownfield područja (2023.-2024.)” financirana je u okviru Fonda za bilateralne odnose EGP i Norveškog financijskog mehanizma za razdoblje 2014.-2021.

/op.prev. Dio teksta na stranom jeziku izostavljen, a dio uključen u prijevod na zahtjev stranke./

/logotip/ Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja

Priručnik

Kategorije stanja onečišćenog tla na temelju njihovog utjecaja na zdravlje

TA
2553
2009

/slika/

Ovaj prijevod sastoji se od
31 stranice prijevoda / ukupno 62 lista
Br.134-2023
Datum: 07.07.2023.

Ovjereni prijevod s norveškog jezika
(Priručnik)



Predgovor

Kategorije stanja onečišćenog tla – novi alat za kontrolu onečišćenja, osmislio je Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (NIKO). Ovaj priručnik služit će nadležnom tijelu za kontrolu onečišćenja u obradi i procjeni zdravstvenih rizika u slučajevima povezanim s onečišćenim tлом. Osim toga, bit će od pomoći i ugovarateljima radova, vlasnicima zemljišta, savjetnicima te drugima koji se bave sličnom problematikom. Priručnik je namijenjen za lakše donošenje odluka u spomenutim slučajevima.

Propisi za kontrolu onečišćenja, poglavlje 2., paragraf 2-3. točka d, daju NIKO-u osnovu za izradu smjernica za pripremu kriterija prihvatljivosti. Priručnik se stoga može koristiti u slučajevima koji se rješavaju u skladu s ovim propisima. Iz tog razloga će općine biti važan korisnik sustava kategorija stanja.

NIKO i guverneri okruga u Norveškoj također mogu koristiti sustav za donošenje odluka u slučajevima onečišćenja tla prema norveškom Zakonu o kontroli onečišćenja.

Standardne vrijednosti za onečišćeno tlo i granične vrijednosti na kojima tlo postaje opasni otpad čine okvir ili vanjske granice sustava klasifikacije. U prilogu se stoga navode detaljnija objašnjenja ova dva pojma.

Priručnik je pripremljen uz pomoć /op.prev. konzultantske tvrtke/ Norconsult na temelju popratnih podataka iz Norveške geološke službe (NGS), Norveškog zavoda za javno zdravstvo, /op.prev. norveškog instituta za istraživanje poljoprivrede i okoliša/ Bioforsk i /op.prev. istraživačkog društva u sektoru voda/ Aquateam.

Oslo, prosinac 2009.

Sigurd Tremoen,
voditelj Odjela za kemikalije

Sadržaj

1.	Sažetak.....	3
2.	Kategorije stanja onečišćenog tla.....	4
2.1	Svrha klasifikacije.....	4
2.2	Temelj za klasifikaciju.....	5
2.3	Korištenje klasifikacije.....	6
3.	Uzorkovanje za određivanje kategorije stanja.....	7
3.1	Tipovi onečišćenja.....	7
3.1.1	Raspršeno ili homogeno onečišćenje.....	7
3.1.2	Točkasti izvori poznatog položaja.....	8
3.1.3	Točkasti izvori nepoznatog položaja.....	8
3.2	Uzorkovanje.....	9
3.3	Kartografski prikaz kategorija stanja.....	10
4.	Kategorije stanja i namjena zemljišta.....	11
4.1	Odnos između kategorije stanja i namjene zemljišta.....	11
4.2	Općinski planovi i ciljevi regulativa.....	12
4.3	Potreba za mjerama.....	15
4.4	Primjeri upotrebe kategorija stanja.....	15
4.4.1	Primjer stanogradnje na obradivom zemljištu.....	15
4.4.2	Primjer stanogradnje na benzinskoj postaji.....	16
4.4.3	Primjer poslovno-trgovačkog centra na industrijskom zemljištu.....	16
5.	Literatura.....	18

Prilozi

- A. Standardne vrijednosti za onečišćeno tlo
- B. Vrijednosti na kojima se tlo smatra opasnim otpadom
- C. Razlozi za klasifikaciju tla kao opasni otpad

1. Sažetak

Ovaj priručnik se bavi kategorijama stanja zdravstvenog rizika povezanog s onečišćenim tlom te objašnjava svrhu i način upotrebe kategorija. Priručnik također navodi i potrebne postupke prilikom uzorkovanja u svrhu određivanja kategorije stanja. Na kraju priručnika nalaze se i primjeri njegovog korištenja u tri različite situacije.

Kategorije stanja osmišljene su kako bi nadležnom tijelu za kontrolu onečišćenja olakšale procjenu i donošenje odluka u slučajevima povezanim s onečišćenim zemljištem. Priručnik je na prvom mjestu razvijen za općine – kako bi ga koristile u radu s predmetima prema norveškim Propisima za kontrolu onečišćenja, poglavlje 2., ali ga mogu koristiti i svi drugi koji rade s navedenim pitanjima i rade procjene prema norveškom Zakonu o kontroli onečišćenja.

Kategorije stanja upozoravaju na opasnosti za zdravlje u slučajevima kada tlo sadrži onečišćujuće tvari. Ključno područje primjene je postavljanje okvira za razine onečišćujućih tvari u tlu koje se mogu prihvatiti za različite namjene zemljišta.

Sadržaj onečišćujućih tvari stupnjevan je od kategorije 1 do kategorije 5. Tlo iznad kategorije 5 se može smatrati opasnim otpadom. Standardne vrijednosti za onečišćeno tlo je granična vrijednost između kategorije 1 i 2¹. Kategorija 1 predstavlja područja koja ne predstavljaju rizik za zdravlje ili okoliš. Daljnja podjela po kategorijama se temelji na procjeni zdravstvenog rizika boravka na dotičnom posjedu i stoga postaje uvjet za količinu onečišćujućih tvari u tlu koje možemo prihvatiti ovisno o različitoj namjeni područja.

Osim toga, mora se procijeniti i rizik od širenja onečišćujućih tvari na okolne primatelje. U pravilu će biti potrebno izračunati rizik od širenja samo kada je onečišćeno tlo u kategoriji 4 ili 5 na temelju njegovog utjecaja na zdravlje.

Mjerenjem razine onečišćenja u uzorcima tla utvrđuje se kojoj kategoriji stanja neko područje pripada. U pravilu će uzorci tla unutar određenog područja imati različite kategorije stanja. NIKO postavlja minimalne zahtjeve za broj uzoraka potrebnih kako bismo odredili neku kategoriju stanja. Uvjeti su povezani s veličinom područja i uporabom zemljišta. Glavno pravilo je da se uzorkovanje mora obaviti jednokratno. Mješovito uzorkovanje se može koristiti samo pod određenim uvjetima.

¹ op.prev. Doslovan prijevod, vjerojatno su autori greškom stavili jednu imenicu u jedninu, a drugu u množinu.

2. Kategorije stanja onečišćenog tla

Kategorije stanja onečišćenog tla predstavljaju klasifikaciju koja se temelji na koncentraciji onečišćujućih tvari u tlu, a odražavaju ono što NIKO smatra dobrim ili lošim stanjem okoliša. NIKO će koristiti ove kategorije kako bi postavio okvire za razine onečišćujućih tvari u tlu koje se, na temelju zdravstvene procjene, mogu prihvatiti za različite namjene zemljišta.

Kategorije stanja se temelje na procjeni rizika za zdravlje i odražavaju utjecaj na čovjeka. Ova kategorizacija tako postaje skup kriterija prihvatljivosti područja s onečišćenim zemljištem za ljudsku upotrebu.

Kako bi se dobio potpuni pregled rizika od onečišćenja povezanih s onečišćujućim tvarima u tlu, mora se procijeniti i rizik od širenja onečišćujućih tvari na okolne primatelje. U pravilu će biti potrebno izračunati rizik od širenja samo kada je onečišćeno tlo u kategoriji 4 ili 5 na temelju njegovog utjecaja na zdravlje. Navedeno je detaljnije opisano u poglavlju 4.2 ovog priručnika.

2.1 Svrha klasifikacije

Uz svaku kategoriju stanja priložen je opis stanja, a oznaka koja se koristi odgovara onoj koja se koristi pri klasifikaciji stanja vode i sedimenata. Također se naznačuje i po čemu se određuje gornja granična vrijednost za kategorije stanja.

Tablica 1. Kategorije stanja onečišćenog tla i opis stanja

Kategorija stanja	1	2	3	4	5
Opis stanja	Vrlo dobro	Dobro	Umjereno	Loše	Vrlo loše
Gornju granicu određuju	Standardne vrijednosti	Kriteriji prihvatljivosti za ljudsko zdravlje	Kriteriji prihvatljivosti za ljudsko zdravlje	Kriteriji prihvatljivosti za ljudsko zdravlje	Razina opasnog otpada

Ova podjela stvara temelje za uspostavljanje zajedničkog sustava za procjenu može li se određeni stupanj onečišćenja tla prihvatiti za područje s određenom namjenom. Osim toga, podjela tla u kategorije pruža mogućnost izražavanja o kakvoći zemljišta ili područja odnosno o tome je li ono slabo ili jako onečišćeno. Navedena klasifikacija daje jednostavan alat za usporedbu nekoliko područja na jedinstven način prema istim kriterijima.

Kategorije stanja će:

- osigurati veću ujednačenost u tretmanu
- pružiti veći stupanj predvidljivosti
- pojednostaviti obradu slučajeva onečišćenja tla i smanjiti utrošak vremena
- onemogućiti izračunavanje neproporcionalno visokih kriterija prihvatljivosti specifičnih za određenu lokaciju

Kategorije stanja će također omogućiti prikaz rezultata uzorkovanja za određeno područje na lako razumljiv način, vidi sl. 4-6.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Gornja granica za kategorije stanja 1 i 5 regulirana je standardnim vrijednostima za onečišćeno tlo i koncentracijom koja pokazuje da se supstanca smatra opasnim otpadom. Ova dva izraza bit će najvažnija za podjelu u kategorije s obzirom na to da predstavljaju krajnje točke u kategorijama i ono na čemu se podjela većinom temelji. Iz tog razloga se spominju u prilogima A i B.

2.2 Temelj za klasifikaciju

Kategorije stanja se uspostavljaju izračunom kriterija prihvatljivosti za ljudsko zdravlje pomoću revidirane verzije NIKO-ovog alata za izračun rizika opisanog u NIKO-ovom priručniku 99:01. Kvalitetu granica određenih između različitih kategorija jamče norveške zdravstvene ustanove, a uspoređuju se s onima u drugim zemljama i iskustvima u Norveškoj. Na taj način one postaju standardni izračun rizika za zdravlje koji vrijedi za sva mjesta s istom namjenom zemljišta. Upotrebom kategorija stanja, smanjivat će se potreba za provođenjem izračuna rizika specifičnog za određenu lokaciju za pojedinačne slučajeve. To će biti prednost posebice za manje slučajeve gdje postoji neznatan zdravstveni rizik.

Tablica 2. Kategorije stanja onečišćenog tla. Koncentracija je navedena u mg/kg s.t.

Kategorija stanja/ Tvar	1	2	3	4	5
	Vrlo dobro	Dobro	Umjereno	Loše	Vrlo loše
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Olovo	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmij	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Živa	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Bakar	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Cink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikal	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500
∑PCB ₇	< 0,01	0,01-0,5	0,5-1	1-5	5-50
DDT	<0,04	0,04-4	4-12	12-30	30-50
∑PAH ₁₆	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500
Benzo(a)piren	< 0,1	0,1-0,5	0,5- 5	5 -15	15-100
Alifati C8-C10 ¹⁾	< 10	≤10	10-40	40-50	50-20000
Alifati > C10-C12 ¹⁾	< 50	50- 60	60-130	130-300	300-20000
Alifati > C12-C35	< 100	100-300	300-600	600-2000	2000-20000
DEHP	<2,8	2,8-25	25-40	40-60	60-5000
Dioksini/furani	<0.00001	0,00001- 0,00002	0,00002- 0,0001	0,0001- 0,00036	0,00036-0,015
Fenol	<0,1	0,1-4	4-40	40-400	400-25000
Benzen ¹⁾	<0,01	0,01-0,015	0,015-0,04	0,04-0,05	0,05-1000
Trikloretan	<0,1	0,1-0,2	0,2-0,6	0,6-0,8	0,8-1000

1) Za hlapljive tvari, plin će kao put izloženosti dati niske granične vrijednosti za ljudsko zdravlje. Ako plin u zgradama nije relevantan put izloženosti, potrebno je provesti procjenu rizika specifičnu za određenu lokaciju kako bi se izračunali kriteriji prihvatljivosti specifični za određenu lokaciju.

Osim toga, mora se procijeniti rizik od širenja onečišćujućih tvari na okolne primatelje. U pravilu će biti potrebno izračunati rizik od širenja samo kada je onečišćeno tlo u kategoriji 4 ili 5 na temelju njegovog utjecaja na zdravlje. Navedeno je detaljnije opisano u poglavlju 4.2 ovog priručnika.

Kriteriji prihvatljivosti za zdravlje izračunavaju se na temelju opsega izloženosti čovjeka kontaktu s jednom ili više onečišćujućih tvari. Izloženost će varirati ovisno o namjeni zemljišta odnosno područja budući da uporaba zemljišta na drugačiji način podrazumijeva vjerojatnost različitog vremena boravka čovjeka na posjedu. Uobičajeni putevi izloženosti onečišćenom tlu su unos zemlje ili prašine gutanjem, kontakt kože sa zemljom ili prašinom, udisanje prašine ili plina, konzumacija vode za piće, povrća ili ribe zahvaćene onečišćenjem tla. Sve te izloženosti mogu se matematički izraziti i izračunati. Popratni podaci su opisani u Weideborgu (2007.), a model s izračunima je dan u NIKO-vom priručniku 99:01. Revidirana verzija ovog modela je polazna točka za uspostavljanje kategorija stanja u Ottesen et al. (2007). NIKO je koristio ovo izvješće za uspostavljanje kategorija stanja koje su prikazane u tablici 2., a predstavljaju kategorije stanja onečišćenog tla u Norveškoj na temelju njihovog utjecaja na zdravlje.

Ako je u nekom slučaju važno postaviti vrijednosti koje odgovaraju kategorijama stanja za tvar koja nije navedena u tablici 2, to se može izvesti pod uvjetom da tvar ima standardnu vrijednost i granicu za ono što se smatra opasnim otpadom (prilog B). Preduvjet je da se putevi izloženosti i vrijeme boravka koriste na isti način i s istim vrijednostima, kao što je to učinjeno u izvješću Norveške geološke službe (Ottesen et al. 2007). Osim toga, mora se koristiti i isti alat za izračun koji se nalazi na web stranici Miljøringen: www.miljoringen.no. Nadležno tijelo za kontrolu onečišćenja može u dotičnom slučaju prihvatiti ili odbiti provedeni obračun.

2.3. Korištenje klasifikacije

Kategorije stanja su osmišljene kako bi pružile smjernice za procjenu visine koncentracije onečišćujućih tvari koja je prihvatljiva iz zdravstvenog aspekta, a u vezi je s različitim vrstama uporabe zemljišta. Zbog toga nije potrebno računati kriterij prihvatljivosti za zdravlje za svaku pojedinu lokaciju i namjenu zemljišta, već se mogu koristiti vrijednosti koje su unaprijed izračunate za određenu kategoriju stanja.

Rizici od širenja u okoliš nisu uzeti u obzir u sustavu kategorija za tla u kategorijama stanja 2-5. Međutim, pri poduzimanju mjera na mjestu s onečišćenim tлом, cilj zaštite okoliša bit će sprječavanje širenja onečišćujućih tvari. Ako je koncentracija onečišćenja visoka (kategorija stanja 4 i 5), visokim se smatra i rizik od širenja. U takvim slučajevima mora se provesti procjena rizika širenja. U nekim slučajevima, primjerice kod posebno osjetljivih skupina, može također biti prikladno provesti procjenu rizika širenja u kategoriji 3.

U kategorijama stanja 2-5 u obzir nisu uzeti ni rizici za kopneni okoliš. Ako je cilj zaštite okoliša zaštićen navedenog, za ove kategorije stanja treba procijeniti i taj rizik.

Zemlja s koncentracijom onečišćujućih tvari iznad kategorije stanja 5 smatra se opasnim otpadom. Naravno, takva zemlja ne smije ostati na tlu nakon kopanja i/ili nakon čišćenja.

3. Uzorkovanje za određivanje kategorije stanja

Osnova za određivanje kategorija stanja je analiza uzoraka tla. Rezultati upravo tih analiza određuju koju kategoriju stanja tlo ima. Ako se otkrije da se područje sastoji od nekoliko kategorija stanja, nazivamo to neravnomjerno raspoređenim onečišćenjem gdje se mogu naći točke ili pojave s višim ili nižim vrijednostima. Ovi slučajevi su uobičajeni. Navedeno može pružiti osnovu za podjelu lokaliteta na različite kategorije stanja i kartiranje raspodjele spomenutih kategorija. Lokalitet rijetko pripada samo jednoj kategoriji stanja. Cilj je mapirati kategorije stanja koje su prisutne na lokalitetu.

Uzorkovanje opisano u ovom priručniku odnosi se samo na ono što NIKO smatra minimalnim brojem uzoraka u svrhu otkrivanja kategorije stanja kojoj tlo pripada. U većini slučajeva to zahtijeva orijentacijsko istraživanje, vidi NS-ISO 10381-5, poglavlje 8. Stoga je naglasak stavljen na opisivanje uzorkovanja u površinskom sloju tla, do dubine od 1 m. U detaljnom istraživanju koje uključuje dublje slojeve (glavno istraživanje), broj ovdje navedenih uzoraka obično će biti premali, usp. NS-ISO 10381-5, poglavlje 9. Dovoljan broj uzoraka koji uključuju uzorke s različitih dubina mogao bi biti 2-5 puta veći od ovdje spomenutog. Nadležno tijelo za kontrolu onečišćenja odlučuje o tome koji je dovoljan broj uzoraka osim onog što je navedeno u nastavku. Standard NS-ISO 10381-5, poglavlja 7.4 i 7.5, daje smjernice za postupak uzorkovanja.

3.1 Tipovi onečišćenja

Uzorkovanje mora osigurati veliku vjerojatnost da će se onečišćenje otkriti u što većoj mjeri. Iz tog razloga bi bilo korisno znati koje su bile prethodne aktivnosti na lokaciji i kakvo je onečišćenje tla navedeno izazvalo ili moglo izazvati. Dio skupljanja osnovnih informacija o lokalitetu je pregledati sve popratne materijale ovog tipa. Kod onečišćenja tla, obično se polazi od tri različita oblika onečišćenja:

1. Raspršeno ili homogeno onečišćenje.
2. Točkasti izvori poznatog položaja.
3. Točkasti izvori nepoznatog položaja.

Broj uzoraka koji je potreban da bi se dobila zadovoljavajuća slika širenja kategorija stanja naveden je u tablicama 3-5. Broj predstavlja minimalni broj uzoraka.

3.1.1. Raspršeno ili homogeno onečišćenje

Kada je sumnja da je tlo onečišćeno iz određenog izvora mala ili nikakva ili kada je onečišćenje ravnomjerno raspoređeno po lokalitetu, uzorkovanje treba provesti prema sustavnoj metodi - primjerice prema metodi mreže. Zahtjev za brojem uzoraka bit će veći na posjedu koji će se koristiti za stanovanje nego na posjedu namijenjenom za industriju, odnosno postojat će potreba za većim brojem uzoraka u slučaju osjetljive namjene zemljišta. Razlog tome je što su posljedice neotkrivanja onečišćenja značajnije u slučaju osjetljive namjene zemljišta. Od spomenuta tri oblika onečišćenja, upravo bi kod ovog, u slučaju ravnomjerno raspoređenog onečišćenja, moglo biti prikladno mješovito uzorkovanje.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Tablica 3. Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s raspršenim ili homogenim onečišćenjem. Namjena zemljišta definirana je na slikama 1-3.

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000-10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	10	12	14	16	2	1
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	8	10	12	14	2	1
Industrijska i prometna područja	4	8	8	8	10	12	2	1

3.1.2. Točkasti izvori poznatog položaja

Ovo je uobičajena situacija na mnogim onečišćenim zemljištima u Norveškoj. Na takvim mjestima poznato je gdje se odvijala aktivnost koja je prouzrokovala onečišćenje. Navedeno je utvrđeno pregledom uporabe zemljišta i povijesti onečišćenja lokacije. Većina točaka za uzorkovanje trebala bi se stoga koncentrirati na izvore uz primjenu diskrecijskog uzorkovanja. Područja izvan izvora treba provjeriti sustavnim uzorkovanjem.

Tablica 4. Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s točkastim izvorima poznatog položaja. Namjena zemljišta definirana je na slikama 1-3.

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000-10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	12	16	20	24	4	2
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	8	12	16	20	4	2
Industrijska i prometna područja	4	8	8	8	12	16	4	2

3.1.3. Točkasti izvori nepoznatog položaja

U ovoj situaciji postoji malo ili ne postoje informacije o onečišćenju tla, ali informacije o aktivnostima na posjedu ukazuje na veliku vjerojatnost da bi tlo moglo biti onečišćeno. U većini slučajeva malo je vjerojatno da tlo nije onečišćeno. U tom slučaju može biti potrebno provesti sustavno uzorkovanje u kombinaciji s diskrecijskim pristupom

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

kako bi se mogla uzeti u obzir vjerojatna lokacija izvora. Ovdje također vrijedi da su posljedice neotkrivanja onečišćenja najveće u područjima s osjetljivom namjenom zemljišta. Razmak između točaka uzorkovanja ne smije biti veći od područja onečišćenja te se stoga gustoća uzorkovanja ne smije značajno smanjivati s povećanjem veličine područja koje se ispituje.

Tablica 5. Minimalni broj površinskih uzoraka na lokalitetima različitih veličina s točkastim izvorima nepoznatog položaja. Namjena zemljišta definirana je na slikama 1-3.

Veličina (m ²)	<500	1000	2000	3000	4000	5000	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri 5000-10 000 m ²	Povećanje broja uzoraka na 1000 m ² pri > 10 000 m ²
Planirana namjena područja								
Stambena područja	4	8	16	24	32	40	8	4
Centar grada, uredi i trgovine	4	8	14	20	26	32	6	3
Industrijska i prometna područja	4	8	8	12	16	20	4	2

Broj potrebnih točaka uzorkovanja mora se izračunati na temelju veličine lokaliteta i rasporediti cijelom njegovom veličinom. Osim toga, mora se procijeniti i potreba za uzorcima iz dubljih slojeva. Ako je površina posjeda manja od 500 m², broj uzoraka može se prepoloviti. Povećanje broja uzoraka za svaku dodatnu mjeru (1000 m²) zemljišta također se može prepoloviti ako je veličina iznad 10 000 m².

3.1.4. Posebni slučajevi - veliki lokaliteti

U slučajevima kada se ispituju iznimno veliki lokaliteti (> 100 000 m²), može se odstupati od općeg pravila o povećanju broja uzoraka na 1000 m² iznad 10 000 m². O tome se odlučuje na diskrecijskoj osnovi u svakom pojedinom slučaju.

3.2. Uzorkovanje

Uzorci koji se uzimaju za određivanje kategorije(a) stanja na lokalitetu moraju biti reprezentativni. Glavno pravilo je da se uzimaju pojedinačni uzorci koji se analiziraju u skladu s relevantnim norveškim ili međunarodnim standardima.

Mješoviti uzorci se mogu koristiti za homogeno onečišćenje pod uvjetima prikazanim u tablici 6., ali se ne bi smjeli koristiti na posjedima s točkastim izvorima. Mješoviti uzorci nisu prikladni za određivanje opsega onečišćenja te se za navedeno ne bi trebali koristiti.

Na temelju određenog broja poduzoraka uključenih u mješoviti uzorak, povećanje površine ili volumena iz kojeg se uzimaju poduzorci dovest će do manje reprezentativnog uzorka. Stoga su postavljena ograničenja o veličini površine koju je dopušteno koristiti za prikupljanje poduzoraka, vidi tablicu 6.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Tablica 6. Ograničenja u korištenju mješovitih uzoraka

Tipovi onečišćenja	Maksimalno područje za poduzorkovanje (m ²)	Broj poduzoraka
1. Raspršeno ili homogeno onečišćenje	100	10
2. Točkasti izvori poznatog položaja	25 izvorišta: 4	10 izvorišta: 4
3. Točkasti izvori nepoznatog položaja	4	4

3.3 Kartografski prikaz kategorija stanja

Rezultat analize određuje kojoj kategoriji stanja točka uzorkovanja pripada. Svim točkama uzorkovanja tako će biti dodijeljena kategorija stanja. Uobičajeno je da se jedan lokalitet sastoji od zemlje u više kategorija stanja.

Sva izvješća u kojima se koriste kategorije stanja trebaju sadržavati grafički prikaz raspodjele kategorija stanja. Uz pomoć kodova boja u tablici 1., može se ilustrirati gdje je tlo onečišćeno kao i stupanj ozbiljnosti onečišćenja. Postoji mogućnost izrade karte koja će prikazivati kategoriju stanja za svaku od analiziranih tvari ili izbor najvažnijih ispitanih tvari. Ako se izrađuje skupna karta, trebali bismo se voditi načelom predstavljanja tvari koja ima najvišu kategoriju stanja.

4. Kategorije stanja i namjena zemljišta

Kategorije stanja su alat koji nadležnim tijelima za kontrolu onečišćenja pojednostavljuje i olakšava obradu programa mjera kod slučajeva onečišćenja tla. Kategorije stanja pokazuju stupanj onečišćenja tla, olakšavaju usporedbu različitih područja i mogu se koristiti za procjenu razine onečišćenja koja je prihvatljiva za različite namjene zemljišta na temelju njihovog utjecaja na zdravlje. Shodno tome, kategorije stanja mogu biti temelj odluke tijela nadležnog za kontrolu onečišćenja o tome postoji li potreba za čišćenjem na temelju programa mjera. Spomenuto podrazumijeva da je uzorkovanje obavljeno kako je opisano u ovom priručniku. Potreba za i razina onečišćenja na kojoj potrebno čišćenje ovisit će o namjeni zemljišta koje područje ima ili će je imati. Tako je, primjerice, onečišćenje manje prihvatljivo u stambenom nego u industrijskom području.

4.1 Odnos između kategorije stanja i namjene zemljišta

Odnos između kategorije stanja i namjene zemljišta je takav da niska kategorija označava nizak stupanj onečišćenja tla te da je tlo pogodno za osjetljive namjene zemljišta. Na primjer, zemljište kategorije stanja 2 ili niže u gornjem sloju tla bit će prikladno za stambenu izgradnju, vrtiće i igrališta, dok će zemljišta s kategorijom stanja 3 i niže biti prihvatljiva za centar grada bez stambenih zgrada, odnosno područja s ulicama, trgovinama, trgovinama ili uredima.

Tablica 7. Odnos između planirane namjene zemljišta i kategorija stanja na različitim dubinama

Planirana namjena zemljišta	Kategorija stanja površinskog sloja (< 1m)	Kategorija stanja u dubljem tlu (> 1m)
Stambena područja	Kategorija stanja 2 ili niža. Zemlja za obrađivanje uz stambenu zgradu i zelene vrtiće: Ovdje tlo koje se koristi za uzgoj povrća mora zadovoljiti kategoriju stanja 1 za tvari PCB _{sum7} , PAH _{sum16} , benzo(a)piren, cijanid i heksaklorbenzen.	Kategorija stanja 3 ili niža. Za alifate C8-C10 i C10-C12, benzen i trikloreten, može se prihvatiti kategorija stanja 4, ako se u procjeni rizika glede širenja i otplinjavanja može dokumentirati da je rizik prihvatljiv.
Centar grada, uredi i trgovine	Kategorija stanja 3 ili niža	Kategorija stanja 3 ili niža. Kategorija stanja 4 se može prihvatiti, ako se u procjeni rizika od širenja može dokumentirati da je rizik prihvatljiv. Kategorija stanja 5 se može prihvatiti ako se procjenom rizika za zdravlje i širenje može dokumentirati da je rizik prihvatljiv.
Industrijska i prometna područja	Kategorija stanja 3 ili niža. Kategorija stanja 4 se može prihvatiti, ako se u procjeni rizika od širenja može dokumentirati da je rizik prihvatljiv.	Kategorija stanja 3 ili niža. Kategorija stanja 4 se može prihvatiti, ako se u procjeni rizika od širenja može dokumentirati da je rizik prihvatljiv. Kategorija stanja 5 se može prihvatiti ako se procjenom rizika za zdravlje i širenje može dokumentirati da je rizik prihvatljiv.

Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (NIKO) je ocijenio prikladnim raditi s oznakama površinski sloj i dublji sloj tla. Granica između ovih slojeva postavljena je na dubinu od 1 metra. Površinski sloj tla je zona kultivacije, kopanja za tehničke instalacije i zamjene supstanci.

Prvi metar je taj koji je najvažniji kada je u pitanju čovjekova izloženost. Stoga zahtjevi za razine onečišćenja u tom sloju moraju biti stroži nego za tlo ispod. U dubljem tlu, na temelju zdravstvenih procjena, može se dopustiti da tlo ima višu kategoriju stanja, ali se moraju provesti procjene širenja ako postoji opasnost od širenja onečišćenja na okolne primatelje. S tim na umu, NIKO je sastavio listu preporučenih namjena područja za kategorije stanja na temelju njihovog utjecaja na zdravlje u tablici 7.

4.2 Općinski planovi i ciljevi regulativa

Kategorije stanja povezane su s namjenom za koju će se područje koristiti (tablica 7.), odnosno kada će se na njemu graditi, kopati ili čistiti. U tablici 7., namjena zemljišta podrazumijeva onu namjenu koja proizlazi iz plana razvoja grada odnosno planova općine za buduće korištenje područja.

Kategorije stanja koriste se samo kako bi se utvrdila maksimalna količina onečišćenja koja, na temelju zdravstvene procjene, može ostati na području u slučajevima kada postoje planovi za gradnju, kopanje ili čišćenje. Stoga nije namjera da se kategorije stanja koriste kako bi se tražilo provođenje mjera u područjima gdje mjere neće biti poduzete iz drugih razloga. Na slikama 1.-3. su dani primjeri namjena zemljišta, specificirani po šifri namjene u općinskom prostornom (opp) i urbanističkom planu (up). Šifre i oznake slijede Prilog I. norveških Propisa o kartiranju i prostornom planiranju, vidi popis literature. Na slikama je uključen samo izbor najrelevantnijih ciljeva prostornog planiranja navedenih u ovom prilogu. U zgradama se nalaze i neka pojašnjenja.

Kategorije stanja ne pokrivaju zahtjeve koje moraju ispuniti obradiva zemljišta i zemljišta koja se koriste za proizvodnju hrane. O zahtjevima za takvo zemljište odlučuje tijelo nadležno za poljoprivredu. U kategorije stanja nisu smještene ni šume, neobrađena zemljišta, otvoreni prostori, objekti za slobodno vrijeme i zaštićena područja. Za ove kategorije, o ispravnoj kategorizaciji odlučuje se u svakom pojedinom slučaju. U procjeni bi odlučujuća trebala biti namjena prostora i opseg izloženosti za ljude. Neregulirane slobodne zone unutar grada/naselja treba svrstati u istu kategoriju kao i gradska središta. U mješovitog regulaciji odlučujuća će biti najosjetljivija namjena zemljišta.

Kao što se može vidjeti iz tablice 7., obično ne postoje zahtjevi za procjenu rizika širenja ili procjene zdravstvenih rizika za određenu lokaciju za tla u kategorijama 1, 2 i 3. U posebnim slučajevima može biti prikladno provesti takvu procjenu rizika u kategoriji stanja 3, primjerice kada je zaštićeno područje primatelj ili kada vrsta onečišćenja podrazumijeva veću mogućnost istjecanja nego inače. Za tla u kategoriji stanja 4 uvijek se mora provesti procjena rizika od širenja, a za klasu stanja 5 potrebno je provesti i procjenu rizika za zdravlje i procjenu rizika od širenja. Nadležno tijelo za kontrolu onečišćenja također može procijeniti postoji li potreba za provedbom procjene rizika za zdravlje u kategoriji stanja 4.

Tla s koncentracijama iznad kategorije stanja 5 (razina koja se može smatrati opasnim otpadom) se, u normalnim okolnostima, ne bi se smjela ostaviti na posjedu nakon izgradnje ili čišćenja, bez obzira na namjenu zemljišta. Tlo se mora transportirati do objekta s odobrenjem za prihvrat ili obradu opasnog otpada. U iznimno rijetkim slučajevima prihvatit će se da takve mase ostanu na lokaciji. Mogu postojati tehnički ili ekonomski razlozi koji onemogućuju uklanjanje spomenute zemlje. Primjerice -

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

kada se onečišćena zemlja nalazi na toliko velikoj dubini da njeno iskopavanje podrazumijeva poprilično velik rizik.

Stambena područja



Površinski sloj:

Kategorija stanja 2 ili niže

Zemlja koja se koristi za uzgoj povrća mora zadovoljavati kategoriju 1 za tvari PCB₇, PAH₁₆, benzo(a)piren, cijanid i heksaklorbenzen.

Dubina od
1 metra

Dublji sloj zemlje:

- Kategorija stanja 3 ili niže
- Kategorija stanja 4 s procjenom rizika

U procjeni rizika se mora dokumentirati da je uporaba kategorija stanja opravdana s obzirom na zdravlje i/ili širenje.

Primjeri ciljeva regulativa koji bi trebali biti uključeni u navedenu namjenu zemljišta:

1110 Stambeno naselje (svi tipovi stambenih naselja, ne uključuje: 1120 objekti za slobodno vrijeme)
1160 Pružanje javnih ili privatnih usluga (vrtići, škole)
1400 Sportski objekti (ne uključuje: streljane, objekte za motosport, skijaške staze)
1600 Objekti za boravak za otvorenom (igralište, dvorište, parcelirani vrt)
3001 Zelene strukture
3050 Parkovi

Slika 1. Namjena – stambena područja

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Centar grada, uredi i trgovine



Površinski sloj:

Kategorija stanja 3 ili niže

Dubina od
1 metra

Dublji sloj zemlje:

- Kategorija stanja 3 ili niže
- Kategorija stanja 4 s procjenom rizika
- Kategorija stanja 5 s procjenom rizika

U procjeni rizika se mora dokumentirati da je uporaba kategorija stanja opravdana s obzirom na zdravlje i/ili širenje.

Primjeri ciljeva regulativa koji bi trebali biti uključeni u navedenu namjenu zemljišta:

1130 Centar
1140 Trgovački centar
1150 Trgovine
1300 Privredna djelatnost (ne uključuje: industriju, skladišta, benzinske postaje)
1160 Pružanje javnih ili privatnih usluga (crkva, mjesta okupljanja, administrativne zgrade, ustanove)
2010 Putevi (ne ceste)
2060/2070 Mreža javnog prijevoza (ne tračnice)
2080 Parkirna mjesta (uključujući parkirne garaže)

Slika 2. Namjena – Centar grada, uredi i trgovine

Industrijska i prometna područja

Površinski sloj:

Kategorija stanja 3 ili niže

Kategorija stanja 4 s procjenom rizika

U procjeni rizika se mora dokumentirati da je uporaba kategorija stanja opravdana s obzirom na zdravlje i/ili širenje.

Dubina od
1 metra

Dublji sloj zemlje:

- Kategorija stanja 3 ili niže
- Kategorija stanja 4 s procjenom rizika
- Kategorija stanja 5 s procjenom rizika

Primjeri ciljeva regulativa koji bi trebali biti uključeni u navedenu namjenu zemljišta:

1300 Privredna djelatnost (ne uključuje: industriju, skladišta, benzinske postaje)
2010 Putevi (ceste odnosno glavne ceste)
2020 Tračnice (željeznica, linije mreže javnog prijevoza)
2030 Zračne luke
2040 Luke (postrojenja na kopnu)

Slika 3. Namjena – industrijska i prometna područja

4.3 Potreba za mjerama

Važno područje primjene kategorija stanja je definiranje stupnja onečišćenja tla koji je prihvatljiv nakon izgradnje i iskopa. U takvim slučajevima, kategorije stanja pomoći će ukazati na/predstaviti potrebu za čišćenjem. Na temelju istraživanja s dovoljno gustom mrežom točaka uzorkovanja moguće je izračunati površinu i volumen zemlje koju je potrebno zamijeniti i ukloniti ili obraditi.

Nakon kartiranja kategorija stanja i utvrđivanja namjene zemljišta, mora se odrediti kategorija stanja koja je prihvatljiva za odabranu namjenu zemljišta. Nakon toga je lako prepoznati koja područja prelaze kategoriju stanja i zahtijevaju poduzimanje mjera u nekom obliku. Ovdje vam može pomoći digitalni alat spomenut u poglavlju 3.3.

Ovaj priručnik ne daje smjernice ili savjete o tome koje mjere treba odabrati. NIKO želi naglasiti samo da mjere trebaju biti što trajnije i robusnije. Treba izbjegavati primjenu privremenih mjera koje zahtijevaju puno praćenja.

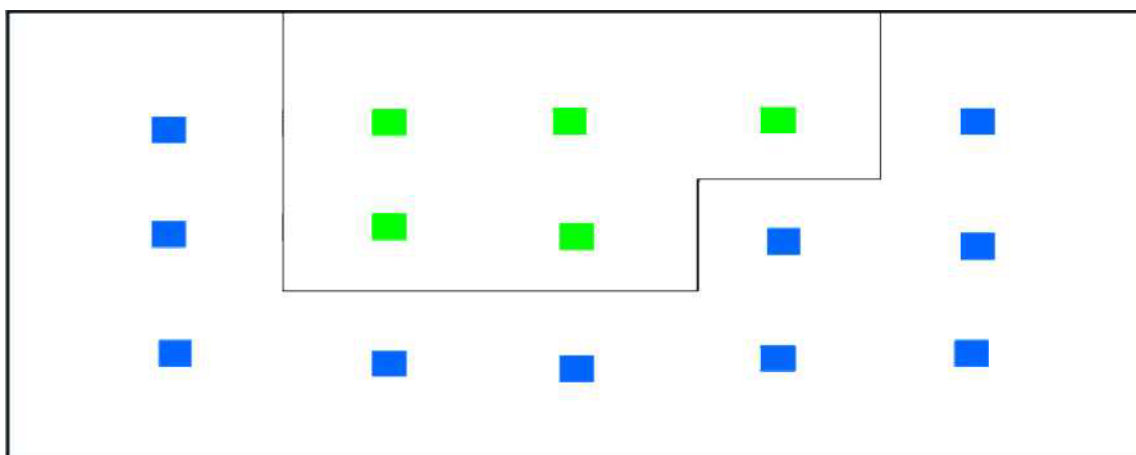
4.4 Primjeri upotrebe kategorija stanja

S par primjera ilustrirat ćemo kako se može koristiti sustav kategorija stanja.

4.4.1 Primjer stanogradnje na obradivom zemljištu

Gradit će se stambeni objekti na području gdje je prethodno obrađivano zemljište. Zemljište se već nekoliko godina ne obrađuje i ugovaratelj radova nema razloga vjerovati da je izvršena bilo kakva aktivnost koja je mogla onečistiti zemljište. Prema norv. Propisima za kontrolu onečišćenja, poglavlje 2., u tom slučaju pregled nije potreban, ali se ugovaratelj radova treba uvjeriti da područje nije onečišćeno i donijeti odluku o provođenju orijentacijskog istraživanja. Površina područja je 4.000 m².

Ugovaratelj radova ispituje područje kao da je prisutno raspršeno onečišćenje. Sustavnom metodom uzima se 15 uzoraka. Rezultat pokazuje 10 uzoraka s koncentracijama u kategoriji stanja 1, a ostatak u kategoriji 2. Na slici 4. je prikazan rezultat te je povučena granica između kategorija. Na temelju programa mjera, nadležno tijelo za kontrolu onečišćenja zaključuje da se stambeni objekti mogu graditi bez potrebe za čišćenjem onečišćenog tla.



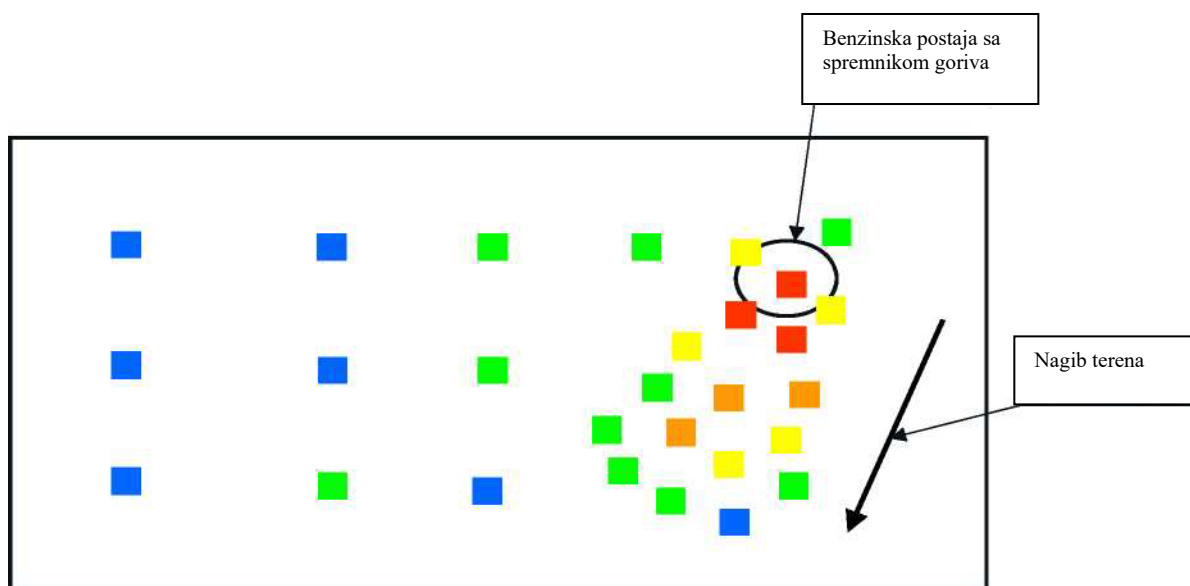
Slika 4. Sustavno uzorkovanje u slučaju raspršenog onečišćenja s označenim točkama uzorkovanja i rezultatima danima u obliku kategorija stanja. Kodovi boja su u skladu s tablicom 1.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

4.4.2 Primjer stanogradnje na benzinskoj postaji

Na posjedu s benzinskom postajom nadogradit će se dva stambena bloka i pripadajući vanjski prostor. Namjena zemljišta prije benzinske postaje nije poznata. Tlo je onečišćeno, izvor onečišćenja je poznat, a postoji i mogućnost da postoji više izvora. Površina područja je 6.000 m².

Iz prvog metra tla uzima se 28 uzoraka prema kombiniranoj sustavnoj i diskrecijskoj metodi. Na izvoru je uzorkovanje diskrecijsko, dok je izvan njega sustavno. Rezultat na slici 5. pokazuje da je poznati izvor potvrđen i da su nađene koncentracije kategorije 5 na izvoru. Osim na izvoru, nije utvrđeno onečišćenje koje prelazi kategoriju 2. Na temelju programa mjera, nadležno tijelo za kontrolu onečišćenja zaključuje da je potrebno provesti mjere na području s onečišćenim tлом u kategorijama stanja 3-5.



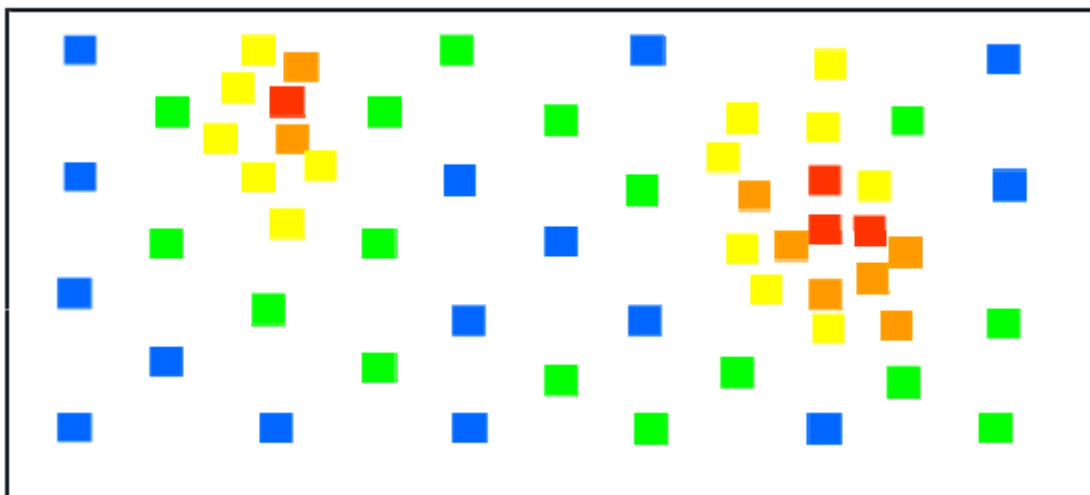
Slika 5. Kombinirano sustavno i diskrecijsko uzorkovanje s 28 točaka uzorkovanja. Kodovi boja su u skladu s tablicom 1.

4.4.3 Primjer poslovno-trgovačkog centra na industrijskom zemljištu

Na bivšem industrijskom području površine 9000m² trebao bi se izgraditi centar kombinirane poslovno-trgovačke namjene. Na lokaciji se odvijala raznolika industrijska proizvodnja zbog koje je mogućnost onečišćenja tla velika. Nije bilo moguće dobiti uvid o tome gdje su se na posjedu odvijali različiti proizvodni procesi, jesu li se dogodile kakve nesreće ili nezgode koje bi rezultirale onečišćenjem tla.

Lokalitet je istražen po principu točkastih izvora s nepoznatim položajem. U prvoj fazi uzima se 39 uzoraka sustavnom metodom što daje dobre pokazatelje gdje je tlo kontaminirano. Oko mjesta na kojima je utvrđeno onečišćenje, diskrecijskim uzorkovanjem uzima se 18 novih uzoraka. Time se stvara veća gustoća na mjestu prvog, sustavnog uzorkovanja. U ovom posljednjem uzorkovanju, analiziraju se samo tvari za koje je u prvom krugu uzorkovanja utvrđeno da sadrže koncentracije iznad minimalne razine. Ova strategija će pružiti dovoljan uvid u onečišćenje posjeda u površinskom sloju tla. Bit će potrebna dodatna uzorkovanja kako bi se, u okviru glavnog pregleda, ispitali dublji slojevi tla. Pregled će ukazati na potrebu za poduzimanjem mjera.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)



Slika 6. Uzorkovanje u površinskom sloju na posjedu bez poznatih izvora. Ukupno uzeto 57 uzoraka. Kodovi boja u skladu s tablicom 1.

5. Literatura

Izvješća i priručnici se nalaze na stranicama Norveškog inspektorata za kontrolu onečišćenja www.sft.no/forurensset-grunn. Standardi se moraju kupiti kod Pronorma, www.pronorm.no.

Amundsen, C. E. og Kitterød, N-O: Uzorkovanje u svrhu određivanja kategorija stanja onečišćenog tla. Bioforsk, Bilješka 8.travnja 2008.

FOR 2009-06-26 br. 861: Propisi o kartama, lokaliziranim informacijama, namjeni zemljišta i općinskom registru prostornih planova (propisi o kartiranju i prostornom planiranju)

ISO 1074 Kvaliteta zemlje – Terminologija

ISO 10381-1 Kvaliteta zemlje - Uzorkovanje. Upute za izradu programa uzorkovanja

NS-ISO 10381-5 Kvaliteta zemlje – Uzorkovanje. Dio 5: Upute za postupke ispitivanja onečišćenja tla na urbanim i industrijskim lokalitetima.

Ottesen, R.T., Alexander, J., Joranger, T., Anderson, M. 2007: Prijedlog kategorizacije stanja tla. Izvješće Norveške geološke službe NGU 2007-019. 65 str.

NIKO-ov priručnik: Priručnik za obradu onečišćenih sedimenata. TA-1979/2004

NIKO-ov priručnik: Revizija klasifikacije metala i organskih onečišćujućih tvari u vodi i sedimentima. TA-2229/2007

NIKO-ove smjernice 99:01: Procjena rizika od onečišćenog tla. TA-1629/1999

Weideborg, M. 2007: Ažuriranje popratnih podataka i prijedlozi za nove standardne vrijednosti onečišćenih tala. Izvješće Aquateama 06-039. 110 str.

Prilozi

A – Standardne vrijednosti za onečišćeno tlo

Standardna vrijednost je količina koncentracije tvari koja ukazuje na to postoji li opasnost od onečišćenja tla spomenutom tvari ili ne. Koncentracije ispod standardne vrijednosti ne predstavljaju rizik za zdravlje ili okoliš, dok koncentracije iznad standardne vrijednosti **moгу** predstavljati rizik za zdravlje ili okoliš. Pojam standardne vrijednosti povezan je s rizikom koji tvar predstavlja i ne ovisi o namjeni zemljišta na tom području. Prilikom određivanja standardne vrijednosti, za neke tvari su se u određenoj mjeri uzimale u obzir i pozadinske koncentracije na tlu Norveške. To se posebno odnosi na arsen, cink i krom. Standardne vrijednosti prikazane su u tablici 8a. zajedno s vrijednostima koje klasificiraju tlo kao opasni otpad.

U definiranju pojma onečišćeno tlo uzete su u obzir i standardna vrijednost i pozadinska razina, vidi norveške Propise za kontrolu onečišćenja, poglavlje 2, paragraf 2-3a. Standardne vrijednosti slijede kao Prilog 1. ovim propisima.

Standardna vrijednost je količina koncentracije tvari koja ukazuje na to postoji li opasnost od onečišćenja tla spomenutom tvari ili ne.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

B - Vrijednosti na kojima se tlo smatra opasnim otpadom

Koncentracije onečišćujućih tvari u tlu koje se smatraju opasnim otpadom su prikazane u tablicama 8a. i 8b. Vrijednosti u tablicama određene su na temelju sustava za klasifikaciju i označavanje kemikalija (sustav klasifikacijskih oznaka) ili graničnih koncentracija koje reguliraju norveški (Pravilnik o gospodarenju otpadom, poglavlje 11.) ili međunarodni propisi (Council regulations (EC) No. 1195/2006 amending Annex IV and No. 172/2007 amending annex V to regulations (EC) No. 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants).

Oznake upozorenja koje se dodjeljuju onečišćujućim tvarima u sustavu klasifikacijskih oznaka imat će posljedice za količinu koncentracije tvari prema kojoj se tlo smatra opasnim otpadom. Vrijednosti po kojima se tlo koje sadržava neku onečišćujuću tvar smatra opasnim otpadom se određuju diskrecijski, uz iznimku koncentracija koje su regulirane norveškim i međunarodnim propisima. Pozadina i obrazloženja izbora prikazani su u prilogu C. Imajte na umu da ovdje može doći do pojave osobito opasnih metalnih spojeva s nižim granicama (npr. olovni kromat).

Onečišćenje tla obično dolazi od skupa različitih onečišćujućih tvari. U nekim slučajevima, razina onečišćenja može se smatrati opasnim otpadom premda je razina pojedinačnih spojeva ispod razine koja se može smatrati opasnim otpadom. Kako bismo izračunali je li onečišćenje tla toliko veliko da se ono može smatrati opasnim otpadom, možemo zbrojiti aditivne koncentracije pojedinačnih spojeva.

Formula za izračun aditivnog učinka je podjela izmjerene koncentracije pojedinog spoja s koncentracijom tvari koja se smatra opasnim otpadom. To se radi za sve pojedinačne spojeve koji su relevantni za dotično onečišćenje tla. Ovu procjenu treba provesti kada je prisutnost različitih tvari velika i/ili ako su prisutne u visokim koncentracijama. Ako je zbroj ovih omjera veći od 1, onečišćenost tla je tolika da se može smatrati opasnim otpadom.

$$\sum = \frac{\text{izmjerena koncentracija A}}{\text{granica opasni otpad A}} + \dots + \frac{\text{izmjerena koncentracija X}}{\text{granica opasni otpad X}}$$

Tablica 8a. Standardne vrijednosti za onečišćeno tlo i koncentracije onečišćujućih tvari u tlu na temelju kojih se ono može smatrati opasnim otpadom

Tvar, standardne vrijednosti	(mg/kg)	Koncentracija onečišćujućih tvari u tlu zbog koje se ono može smatrati opasnim otpadom (mg/kg)
Metali:		
Arsen	8 ¹⁾	1000
Olovo	60 ²⁾	2500
Kadmij	1,5 ³⁾	1000
Živa	1	1000
Bakar	100	25 000
Cink	200 ¹⁾	25 000
Krom (ukupno)	50 ¹⁾	25 000
Krom (VI)	2	1000
Nikal	60	2500

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Tvar, standardne vrijednosti	(mg/kg)	Koncentracija onečišćujućih tvari u tlu zbog koje se ono može smatrati opasnim otpadom (mg/kg)
Slobodni cijanid	1	1000
PCB:		
∑7PCB	0,01	50 (po kongeneru i ukupno)
Klorirani pesticidi:		
Lindan	0,001	50 ⁸⁾
DDT	0,04	50
Klorirani benzeni:		
Monoklorbenzen	0,03	Ukupno: 2500
1,2-diklorbenzen	0,1	
1,4-diklorbenzen	0,07	
1,2,4-triklorbenzen	0,05	
1,2,3-triklorbenzen	0,01	
1,3,5-triklorbenzen	0,01	
1,2,4,5-tetraklorbenzen	0,05	
Pentaklorbenzen	0,1	
Heksaklorbenzen	0,01	50 ⁸⁾
Hlapljivi halogenirani ugljikovodici:		
Diklormetan	0,06	10000
Triklormetan	0,02	10000
Trikloretan	0,1	1000
Tetraklormetan	0,02	1000
Tetrakloretan	0,01	10000
1,2-dikloretan	0,01	1000
1,2-dibrometan	0,004	1000
1,1,1-trikloretan	0,1	1000
1,1,2-trikloretan	0,01	10000
Fenoli i klorfenoli:		
Fenol	0,1	25000
Ukupno mono,di,tri,tetra klorfenol	0,06	25000
Pentaklorfenol	0,006	1000
Policiklički aromatski ugljikovodici:		
∑16 PAH	2⁴⁾	Ukupno: 2500
Naftalen	0,8	
Fluoren	0,8	
Fluoranten	1	
Piren	1	
Benzo(a)piren	0,1⁴⁾	100

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Tvar, standardne vrijednosti	(mg/kg)	Koncentracija onečišćujućih tvari u tlu zbog koje se ono može smatrati opasnim otpadom (mg/kg)
BTEX:		
Benzen	0,01	Ukupno: 1000
Toluen	0,3	
Etilbenzen	0,2	
Ksilen	0,2⁵⁾	
Alifatski ugljikovodici:		
Alifati C5-C6	7	20 000
Alifati >C6-C8	7	
Alifati >C8-C10	10	
Alifati >C10-C12	50	20 000
Alifati >C12-C35	100	20 000
Aditivi za benzin i naftne derivate:		
MTBE	0,2	20 000
Tetraetilolovo	0,001	2500
Bromirani usporivači gorenja:		
PBDE-99 (penta)	0,08	2500
PBDE-209 (deca)	0,002	2500
PFOS spojevi:		
PFOS	0,1	5000
Ftalati:		
Di(2-etilheksil)ftalat (DEHP)	2,8⁶⁾	5000
Dioksini/furani (TEQ-ekv. ⁷⁾)	0,00001	0,015

1) Prilagođeno prirodnom sadržaju u tlu.

2) Dopušteno je da od ukupne čovjekove izloženosti olovu 30% dolazi iz tla.

3) Dopušteno je da od ukupne čovjekove izloženosti kadmiju 25% dolazi iz tla.

4) Prilagođeno za sadržaj u blago onečišćenom tlu.

5) Prilagođeno u odnosu na toluen i etilbenzen.

6) Na temelju podataka o ekotoksičnosti vode (dovode do endokrinih poremećaja). Dostupan je PNEC² koji se temelji na podacima o zemlji (13 mg/kg), ali se ne koristi kao osnova za standardnu vrijednost jer se ta vrijednost ne temelji štetnim učincima na endokrini sustav.

7) Standardne vrijednosti su navedene u TCDD toksičnim ekvivalentima (TEQ), tj. toksičnost je povezana s određenim spojem (2,3,7,8-TCDD). Uobičajeno je unositi brođane vrijednosti za dioksine na ovaj način.

8) Council regulations (EC) No. 1195/2006 amending Annex IV and No. 172/2007 amending annex V to regulations (EC) No. 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants

² op.prev. Predviđena koncentracija bez učinka.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Tablica 8b. Koncentracije onečišćujućih tvari u tlu zbog kojih se ono može smatrati opasnim otpadom i za koje nisu utvrđene standardne vrijednosti.

Tvar, koncentracija	onečišćujućih tvari u tlu zbog kojih se ono može smatrati opasnim otpadom (mg/kg)
PBDE-154	2500
HBCDD	2500
Tetrabrombisfenol A	2500
Bisfenol A	2500
Nonilfenol	2500
Nonilfenoletoksilat	2500
Oktilfenol	2500
Oktilfenoletoksilat	2500
TBTO	1000
Trifeniltin klorid	1000
Srednjelančani klorirani parafini	2500
Kratkolančani klorirani parafini	2500
Poliklorirani naftaleni	2500

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

C - Razlozi za klasifikaciju tla kao opasni otpad

Tvar	Broj spojeva u popisu tvari	Najopasniji spojevi dotične tvari (s popisa tvari)	Pripadajuća oznaka upozorenja	Sadržaj (%)	Pripadajuća koncentracija (mg/kg)	Bilješka NIK O-a	Iz izvješća organizacije Avfall Sverige 2007:01	Granična vrijednost za ono što se smatra opasnim otpadom (mg/kg)	Obrazloženje izabrane granične vrijednosti
Metali									
Arsen	8	Arsenska kiselina i njene soli Arsin Olovni hidrogen arsenat Diarsenov pentoksid Arsenov trioksid Trietil arsenat	R45 R26 R45 R45 R45	0,1	1000	2500	1000	1000	Navodi se s R45
Olovo (anorgansko)	13	Olovni alkili Olovni hidrogen arsenat Olovni kromat Olovni kromat molibdat sulfat crveni Olovni sulfokromat žuti	R26/27/28 R45 R49 R49	0,1	1000	2500	2500	2500	Malo je vjerojatno da će navedeni spojevi olova biti izloženi iz tla. Olovo je manje opasno od žive i kadmija. Predlaže se da se olovo regulira prema R50/53 (Vrlo otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Kadmij	12	Kadmij Kadmijev oksid Kadmijev cijanid Kadmijev fluorid Kadmijev klorid Kadmijev sulfat Kadmijev sulfid	R26, R45 R26, R45 R26/27/28 R26, R45/46 R26, R45/46 R26, R45/46 R45	0,1	1000	2500	1000	1000	Kadmij se navodi s R26, R45. Ista vrijednost kao i za živu.
Živa	13	Dimetil živa Dietil živa Cijanovodik, soli Živin diklorid Živini spojevi,	R26/27/28 R26/27/28 R26/27/28 R28 R26/27/28	0,1	1000	1000	1000	1000	Spojevi žive navode se s R26/27/28. Ista vrijednost kao i za kadmij
Bakar	27	Rafinatti (nafta), parom krekirana CĚ frakcija. Ekstrakt bakar amonijevog acetata CĚ-Ī i CĚ-Ī-Trinatrijev[4'-(8-acetilamino-3,6-disulfonato-2-naftilazo)-4''-(6-benzoilamino-3-sulfonato-2-naftilazo)bifenil-1,3',3'',1'''-tetraolato-O,O',O'',O''']bakar(II)	R45, R46 R45	0,1	1000	25000	2500	25 000	Predlaže se da se bakar regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Cink	19	Cinkovi kromati Ziram	R45 R26	0,1	1000	25000	2500	25 000	Predlaže se da se cink regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi:)
Krom (III)	2	Kromov (iii) kromat	R45	0,1	1000	25000	10000	25000	Predlaže se da se krom regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Krom (VI)	2	Spojevi (vi) kroma Kromov (vi) trioksid	R49 R26, R45, R46	0,1	1000	1000	1000	1000	Krom VI se navodi s R49. Isto kao za živu i
Nikal	14	Diniklov trioksid Niklov dioksid Niklov klorid Niklov monoksid Niklov sulfid Niklov tetrakarbonil Triniklov disulfid	R49 R49 R49 R49 R49 R26 R49	0,1	1000	10000	1000	2500	Kao olovo. Predlaže se da se nikal regulira prema R50/53 (Vrlo otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Cijanid									
Slobodni cijanid	6	Cijanovodik (3 oppf ³) Kadmijev cijanid Kalcijev cijanid	R26/27/28 R26/27/28 R28	0,1	1000	2500	1000	1000	R26/27/28
PCB									
PCB (po kongeneru)	1	Poliklorirani bifenili	R50/53	0,25	50	50		50	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
Ukupno PCB 7	1	Poliklorirani bifenili	R50/53	0,25	50	50		50	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom

³ op.prev. Kratica vjerojatno predstavlja riječ „oppføring“ što u prijevodu znači „unos“ ili „stavka“.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Klorirani									
Lindan (izomeri HCH-a)	3	Difacinon	R28	0,1	1000	2500		50	Postavlja se kao DDT (i pentaklorfenol)
DDT	1	DDT	R50/53	0,25	2500	2500	2500	50	Postavlja se slično kao pentaklorfenol
Klorirani									
Monoklorbenzen	0	-				25000		2500	Suma kloriranih benzena postavlja se slično kao di- i triklorbenzen. Stoga se predlaže da se regulira prema R50/53
1,2-diklorbenzen	1	1,2-diklorbenzen	R50/53	0,25	2500	2500	2500		
1,4-diklorbenzen	1	1,4-diklorbenzen	R50/53	0,25	2500	2500	2500		
1,2,4-triklorbenzen	1	1,2,4-triklorbenzen	R50/53	0,25	2500	2500	2500		
1,2,3-triklorbenzen	0	-				2500			
1,3,5-triklorbenzen	0	-				2500			
1,2,4,5-	0	-				2500	2500		
Pentaklorbenzen	1	Pentaklorbenzen	R50/53	0,25	2500	2500	2500		
Heksaklorbenzen	1	Heksaklorbenzen	R45	0,1	1000	1000	1000	50	R45
Hlapljivi halogenirani ugljikovodici:									
Diklormetan	1	Diklormetan	R40	1	10000	10000		10000	R40
Triklormetan	1	Triklormetan	R40	1	10000	10000		10000	R40
Trikloretan	1	Trikloretan	R45	0,1	1000	1000		1000	R45
Tetraklormetan	1	Tetraklormetan	R59	0,1	1000	1000		1000	R59
Tetrakloretan	1	Tetrakloretan	R40	1	10000	10000		10000	R40
1,1,1-trikloretan	1	1,1,1-trikloretan	R59	0,1	1000	1000		1000	R59
1,1,2-trikloretan	1	1,1,2-trikloretan	R40	1	10000			10000	R40
Fenoli i klorfenoli:									
Fenol	99	4-amino-3-fluorofenol Destilati (katran kamenog ugljena), laka ulja, karbolno ulje 2-tert-butil-4,6-dinitrofenol Ostaci ekstrakcije (ugljen) (3 oppf) Fenoli, ekstrakt amonijačne tekućine; alkalni ekstrakt Fenoli, CD-ÇÇ; destilat fenola Natrijev pentaklorfenolat Kalijev pentaklorfenolat Pentaklorfenol Katranska ulja, kameni ugljen; karbolno ulje Katranske kiseline (10 oppf)	R45 R45 R28 R45 R45 R45 R26 R26 R26 R45 R45	0,1	1000	30000	10 000	25 000	Predlaže se da se fenol regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Monoklorfenol	0	-						25000	
Diklorfenol	1	Diklorfenol	R51-53	2,5	25 000	25 000	2500	25000	
	3	Heksaklorofen 2,4,5-triklorfenol	R50-53 R50-53						
Triklorfenol		2,4,6-triklorfenol	R50-53	0,25	2500	2500		25000	
Tetraklorfenol	1	2,3,4,6-tetraklorfenol	R50-53	0,25	2500	2500		25000	
Ukupno mono, di, tri, tetra klorfenol								25 000	Postavljeno na temelju gornje granice za diklorfenol, pogledajte gornju vrijednost
Pentaklorfenol	3	Natrijev pentaklorfenolat Kalijev pentaklorfenolat Pentaklorfenol	R26 R26 R26	0,1	1000	1000	1000	1000	R26
PAH spojevi									
Suml6 PAH	0	-				2500	1000	Ukupno 2500	
Naftalen	116	Naftalensko ulje (22 oppf) CI Direct Black, Blue, Red Endrin Izodrin Kreozotno ulje (2 oppf) 2,nitronaftalen	R45 R45 R28 R26/27/28 R45 R45	0,1	1000	2500	2500		
Fluoren	6	Destilati (katran kamenog ugljena) (2)	R45	0,1	1000	1000			
Fluoranten	3	Benzo(b)fluoranten Benzo(j)fluoranten Benzo(y)fluoranten	R45 R45 R45	0,1	1000	1000			
Piren	4	Benzo(a)piren Benzo(æ)piren ⁴ Destilati (katran kamenog ugljena) (2 oppf)	R45, R46 R45 R45	0,1	1000	1000			
Benzo(a)piren	1	Benzo(a)piren	R45,R46	0,1	1000	100		100	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom

⁴ op.prev. Moguća greška u pisanju, ne zna se na koji se spoj cilja, a da ima slovo „æ” u svom nazivu.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

BTEX											
Benzen	155	4-aminoabenzen ⁵ Aromatski ugljikovodici, Azobenzen Benzen Nastajanje benzena (ugljen) Brcin-(R)-mono(1- Brcin(S)-mono(1- Destilati (katran kamenog ugljena) (3 Dinitrobenzen Ostaci ekstrakcije (ugljen) alkalna frakcija benzena (3 oppf) Plinovi (nafta), jedinica za hidrogenaciju benzena Heksaklorobenzen Hidrazin-bis(3-karboksi-4- hidroksibenzensulfonat) Hidrazobenzen 2-klor-1,3,5-trinitrobenzen Nafta (petrolej) (2 oppf) (S)-oksiarometil-4- metilbenzensulfonat Stiren oksid 4-c-tolilazo(c)toluidin f,f,f-triklortoluen ⁶ 1,3,5-trinitrobenzen	R45 R45 R45, R46 R45 R26/28 R26/28 R45 R26/27/28 R45 R45, R46 R45 R45 R45 R26/27/28 R45 R45 R45 R45 R45 R26/27/28	0,1	1000	1000		Ukupno 1000	Granica se postavlja za sumu BTEX-a, a regulira se prema R45 i R46		
Toluen	44	Destilat (katran kamenog ugljena) Diaminotoluen Dinitrotoluen (7 oppf) Destilat (katran kamenog ugljena) Diaminotoluen Dinitrotoluen (7 oppf) Hidrogenirani sorpcijom dearomatizirani Ugljikovodici, frakcija toluena f-klortoluen 2,4-diaminotoluen Toluendiizocijanat 2-nitrotoluen p-klorbenzotriklorid Toluen-2,4-diamonijev sulfat f,f,f-triklortoluen	R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45 R45	0,1	1000	1000					
Etilbenzen	13	(S)- desiranmetil-4-metilbenzen- sulfonat ⁷ f,f,f-triklortoluen	R45 R45	0,1	1000	1000	1				
Ksilen	12	Destilati (katran kamenog ugljena) Benzinsko otapalo Katranske kiseline. Frakcija 3,5- ksilenola	R45 R45 R45	0,1	1000	1000					
Alifatski ugljikovodici											
Alifati C5-C6	0	-				50 000				20000	Predlaže se da se C5-C10 regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Alifati >C6-C8	0	-				50 000					
Alifati >C8-C10	0	-				50000	1000				
Alifati>C10-C12	0					50 000	10 000			20000	Predlaže se da se C10-C12 regulira prema R51/53 (Otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Alifati>C12-C35	0					50000	10000			20000	Predlaže se da se C12-C35 regulira prema R51/53 (otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).

⁵ op.prev. Po svoj prilici greška u pisanju, vjerojatno se radi o aminobenzenu.

⁶ op.prev. Vjerojatno se misli na α,α,α -triklortoluen.

⁷ op.prev. „Desiran“ je nepoznat sastojak spoja.

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

Aditivi za benzin i naftne derivate:									
MTBE	1	Tert-butil-metil-eter	R38	20	200000	200 000		20000	Postavljaju se kao alifati
Tetraetilolovo	0	-				2500		2500	Postavlja se kao olovo
Bromirani usporivači gorenja									
PBDE-99	0	-				2500		2500	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
PBDE-209	0	-				2500		2500	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
PFOS spojevi									
PFOS/PFOA	0	-					10000	5 000	Klasificira radna skupina u Europskoj komisiji
Ftalati									
Di(2-etilheksil)ftalat	1	Di(2-etilheksil)ftalat	R60-61	0,5	5000	5000		5000	R60-61
Dioksini/furani									
Dioksin	0	-				0,01		0,015	Postavljeno na diskrecijskoj osnovi
Za dolje navedene tvari nisu postavljene standardne vrijednosti									
1,2-dikloretan	1	1,2-dikloretan	R45	0,1	1000	1000		1000	R45
1,2-dibrometan	1	1,2-dibrometan	R45	0,1	1000	1000		1000	R45
PBDE-154	0	-				2500 (pravilnik)		2500	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
HBCDD	0	-				2500 (pravilnik)		2500	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
Tetrabrombisfenol	0	Nalazi se na popisu opasnih tvari, ali ne				2500 (pravilnik)		2500	Navedeno u norv. Pravilniku o gospodarenju otpadom
Bisfenol A	4	2,2-bis[4-(2,3-epoksi)propoksi]fenil]propan bisfenol A i epiklorhidrin bisfenol A	R43	1	10 000	10 000		2500	Postavlja se kao tetrabrombisfenol A
Nonilfenol	3	Nonilfenol	R50-53	0,25	2500	2500		2500	R50-53
	0	Volframov heksaklorid s 2-metilpropan-2-olom, nonilfenolom i pentan-2,4-dionom,	R50-53						
Nonilfenoletoksilat	0	-				2500		2500	Postavlja se kao Nonilfenol
Oktilfenol	0	-				2500		2500	Prijedlog radne skupine Europske komisije: R50-53
Oktilfenoletoksilat	0	-				2500		2500	Postavlja se kao Oktilfenol
TBTO	0	-				2500		1000	Postavlja se slično kao za živu
Trifeniltin klorid	0	-				2500		1000	Postavlja se slično kao za živu
Srednjelančani kl. parafini	0	-				2500		2500	Predlaže se da se regulira prema R50/53 (Vrlo otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Kratkolančani kl. parafini	0	-				2500		2500	Predlaže se da se regulira prema R50/53 (Vrlo otrovno za organizme koji žive u vodi: može uzrokovati dugotrajne neželjene posljedice za vodeni okoliš).
Poliklorirani naftaleni	0	-				2500		2500	Kao Heksaklorfenol, pentaklorfenol: R26

Kategorije stanja onečišćenog tla (TA-2553/2009)

/logotip/

Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (NIKO)

Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
 Adresa: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
 Faks: 22 67 67 06
 Email: postmottak@sft.no
 Internet: www.sft.no

Izvršna institucija Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja	Osoba za kontakt NIKO	ISBN-broj
---	-----------------------	-----------

	Odjel u NIKO-u Odjel za kemikalije	TA-broj 2553/2009
--	---------------------------------------	----------------------

Voditelj projekta ugovaratelja	Godina 2009.	Broj stranica 27	NIKO-ov broj ugovora
--------------------------------	-----------------	---------------------	----------------------

Izdavač Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja	Projekt financirao Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja
---	---

Autor(i) Hans Jørund Hansen (NIKO), Anne Danielsberg (Norconsult)
--

Naslov – na norveškom i engleskom Kategorije stanja onečišćenog tla Classification of condition for contaminated sites
--

Sažetak - summary Kategorije stanja upozoravaju na sadržaj onečišćujućih tvari u tlu. One se koriste za određivanje okvira za ekološki prihvatljive razine onečišćujućih tvari u tlu za različite namjene zemljišta. Kategorije su osmišljene kako bi tijelu nadležnom za kontrolu onečišćenja olakšali procjenu i donošenje odluka u slučajevima koji se odnose na onečišćeno tlo. The classification of condition expresses the contents of hazardous substances in the soil. The classification represents a guideline of acceptance criteria from hazardous substances which are not to be exceeded under a specific land use. The purpose is to establish a better tool for decision-making in the overall executive procedure of the pollution authority and give information to others regarding contaminated sites.

4 ključne riječi Onečišćenje tla Kategorije stanja Uzorkovanje Namjena zemljišta	4 subject words Contaminated site Classification of condition Sampling Land use
--	---

Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (IKO)

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo
Adresa: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Faks: 22 67 67 06
Email: postmottak@sft.no
www.sft.no

O NIKO-u

Norveški inspektorat za kontrolu onečišćenja (NIKO) je institucija pri norveškom Ministarstvu zaštite okoliša s 300 zaposlenika u Helsfyru u Oslu. NIKO radi za budućnost bez zagađenja. Provodimo politiku protiv onečišćenja i pokazujemo smjer prema, čuvamo i nadziremo stanje kako bismo zaštitili okoliš.

Glavni zadaci NIKO-a su:

- pratiti i informirati o stanju i razvoju okoliša
- koristiti ovlasti i vršiti nadzor prema norveškom Zakonu o kontroli onečišćenja, Zakonu o kontroli proizvoda i Zakonu o klimatskim kvotama
- upravljati i voditi Odjele za zaštitu okoliša u okruzima unutar svog područja odgovornosti
- savjetovati norveško Ministarstvo zaštite okoliša i utvrditi potrebu za povećane napore u zaštiti okoliša u određenim sektorima
- sudjelovati u međunarodnoj suradnji u zaštiti okoliša i suradnji za razvoj okolišnih tema

TA-2553/2009

Ja, Darijana Jurić, stalni sudski tumač za turski, švedski i norveški jezik, ponovno imenovana rješenjem predsjednika Županijskog suda u Sisku broj 4-Su-636/22.-4 od 8. studenog 2022. i broj 4-Su-439/21.-17 od 21. veljače 2022. potvrđujem da gornji prijevod potpuno odgovara izvorniku sastavljenom na norveškom jeziku.

*U Petrinji, 07. srpnja 2023.
Br. 134-2023*



Coastal Brownfield Remediation

Bilateralna inicijativa “Strategije cjelovitog oporavka obalnih brownfield područja (2023.-2024.)” financirana je u okviru Fonda za bilateralne odnose EGP i Norveškog financijskog mehanizma za razdoblje 2014.-2021.

**Prilog 2 TA162999 Guidance on risk assessment of contaminated
land (na norveškom**

Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn

Aquateam - norsk vannteknologisk senter A/S
Norges Geotekniske Institutt - NGI
Dato: 11.05.1999
Rapport nr: 98-086
Prosjekt: O-96010

Prosjektleder: Eilen A. Vik, Aquateam
Medarbeidere: Gijs Breedveld, NGI
Amy M.P. Oen, Aquateam
Anne Gunn Rike, NGI
Mona Weideborg, Aquateam
Marianne Ness, NGI
Allan Mogensen, Aquateam
Hege Jonassen, NGI
Siri Bakke, Aquateam

VEILEDNING 99:01a

**Statens
forurensningstilsyn**



Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 *Telefax:* 22 67 67 06
www.sft.no

Utførende institusjon Aquateam AS og Norges geotekniske institutt	Kontaktperson SFT Harald Solberg	ISBN-nummer 82-7655-159-9
--	-------------------------------------	------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1629/99
--	--	----------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eilen A. Vik og Gijbert Breedveld	År 1999	Sidetall 103	SFTs kontrakt nummer 96143 og 990070
---	------------	-----------------	---

Utgiver Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn og Norges forskningsråd
--	--

Forfatter(e) Eilen A. Vik, Gijbert Breedveld, Terje Farestveit (Grøner AS) m.fl.
Tittel - norsk og engelsk Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn Guidelines on risk assessment of contaminated sites
Sammendrag – summary Det er utviklet et system for hvordan risikoen ved en grunnforurensning bør vurderes i forhold til mulige konflikter med areal- og resipientbruk. Det er utarbeidet generelle normverdier for mest følsom arealbruk og dokumentasjon for hvordan disse er fremkommet, bl.a. beregningsmåten, fremgår. Systemet innebærer at vurderingene kan gjøres trinnvis, der alternative akseptkriterier kan beregnes og kvalitative vurderinger tillates. Veiledningen er utviklet som et supplement og videreutvikling av SFT-rapport 95:09 Håndtering av grunnforurensningssaker – en foreløpig saksbehandlingsveileder. A system has been developed for risk assessment of contaminated sites in relation to use of the land and recipient. Generic criteria related to sensitive land use have been calculated and the model for this is documented in the guidelines. The system involves a step by step approach where alternative acceptance criteria can be generated and also allows qualitative methods. The guidelines represent a further development and a supplement of the SFT-report 97:01 Management of contaminated land – Preliminary guidelines for executive procedures.

4 emneord Grunnforurensning, risikovurdering, normverdier, akseptkriterier	4 subject words Contaminated sites, risk assessment, generic criteria for polluted soil, acceptance criteria
---	---

Forord

Ved håndtering av forurensning i grunnen, må behovet for og omfanget av tiltak vurderes ut fra risikoen forurensningen medfører for mennesker og miljø. Dette dokumentet gir veiledning i gjennomføring av en slik risikovurdering og den gir nye normverdier for mest følsom arealbruk.

For SFT har det derfor vært viktig å fremskaffe et verktøy som gir et mer enhetlig beslutningsgrunnlag for grunnforurensningssaker. I SFT-rapport 95:09, Håndtering av grunnforurensningssaker – Foreløpig saksbehandlingsveileder, skisseres så vel saksgang som de prinsipielle måter å tenke på når forurenset grunn skal vurderes mht. tiltaksbehov. Rapporten manglet imidlertid både gode begrunnelser for de foreløpige normverdiene for forurenset jord knyttet til mest følsom arealbruk - og verktøy for å foreta risikovurderinger. Da et EU-samarbeidsprosjekt med formål å fremskaffe felles anbefalinger om bruk av risikovurderinger som verktøy ble igangsatt i 1996, medførte dette at det norske arbeidet ble knyttet opp mot dette. På denne måten oppnådde man god kunnskap om andre lands systemer og nyttige kontakter som har medført et godt oppdatert norsk arbeid og sikkerhet for at sakene vurderes utfra en ensartet tilnærming i Norge og land det er naturlig å sammenligne oss med.

Veiledningen for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn er resultatet av et prosjekt utført på oppdrag fra SFT med støtte fra Norges forskningsråd gjennom grunnforurensningsprogrammet (GRUF). Prosjektet er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom Aquateam AS og Norges Geotekniske Institutt (NGI).

Prosjektleder hos oppdragstaker har vært Eilen Arctander Vik, Aquateam
Kvalitetssikringsansvarlig hos oppdragstaker har vært: Gijsbert Breedveld, NGI

Prosjektet har hatt en styringsgruppe som har bestått av:

Knut Næss (formann)	GRUF /Miljøringen
Per Antonsen	SFT

Kvalitetssikrere hos oppdragsgiver har vært:

Harald Solberg	SFT
Terje Farestveit	Grøner AS

Prosjektet har videre hatt en rekke ressurspersoner som har bidratt i ulike arbeidsgrupper og i plenums møter. Disse har vært:

Jan Alexander	Folkehelsa
Tor Norseth	Statens Arbeidsmiljøinstitutt
Sjur Andersen	Jordforsk
Toralf Kaland	SFT
Bjørn Bjørnstad	SFT
Kåre Helge Karstensen	SINTEF Kjemi
Hans Jørund Hansen	SFT
Marianne Langedal/Rolf Tore Ottesen	Trondheim kommune
Gunnar Brønstad	Noteby AS
Bernt Malme	PIL

Arbeidsgruppene har bidratt med veiledning i utformingen av seks delrapporter:

Delrapport 1	Human toksikologi
Delrapport 2	Økologisk risikovurdering
Delrapport 3	Transport og reaksjonsmekanismer
Delrapport 4	Stedsspesifikke undersøkelser og analyser
Delrapport 5	Modeller og systemer for risikovurdering
Delrapport 6	Normverdier for mest følsomt arealbruk

I tillegg har følgende personer utarbeidet ulike tilleggsoppgaver som er innarbeidet i de relevante delrapportene:

Freddy Engelstad	Jordforsk
Sjur Andersen	Jordforsk
Ingegjerd Rustad	SINTEF-kjemi
Lars Moulund	NTNU

Disse delrapportene har sammen med sluttrapporten fra det Europeiske samarbeidsprosjektet CARACAS (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union) dannet basis for denne veiledningen. Sluttrapportene fra EU-prosjektet kan bestilles, se skjema bakerst i veiledningen. Sluttrapporten består av to dokumenter:

- Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe;
- Volume 1. Scientific Basis
- Volume 2. Policy frameworks

Veiledningen er delt i to dokumenter; a) hoveddokument med vedlegg med utdypende informasjon og b) eksempelsamling som illustrerer hvordan veiledningen kan anvendes i praksis.

Til sammen skal de to dokumentene være et hjelpemiddel for dem som arbeider med forurenset grunn, herunder problemeiere, konsulenter og forvaltningen for å sikre enhetlige, kostnadseffektive beslutninger om tiltak og en god etterprøvnbarhet i beslutningsgrunnlaget. Veiledningen legger opp til trinnvise vurderinger av risiko, der første trinn er en forenklet vurdering der målt forurensningsnivå sammenlignes med normverdier, trinn to er en utvidet vurdering basert på eksponeringsberegninger og trinn tre er basert på måling av eksponering.

Gjennom arbeidet med veiledningen er det også påpekt fortsatt behov for forskning og utvikling på en rekke områder der kunnskapen er mangelfull og dette er rapportert direkte til Norges forskningsråd.

Oslo, 12.05.99

Trond Syversen

Innholdsfortegnelse

Del I	Generell beskrivelse av veiledningen	8
1	Innledning	8
1.1	Bakgrunn for veiledningen	8
1.2	Sentrale begreper	8
1.3	Oppbygningen av veiledningen	9
1.4	Avgrensninger og usikkerheter	9
2	Risikovurdering, systembeskrivelse	11
2.1	Systematikk	11
2.2	Trinn 1: Forenklet risikovurdering (bruk av normverdier)	14
2.3	Trinn 2: Utvidet risikovurdering (beregning av eksponering)	15
2.3.1	Sannsynligheten for at en uønsket hendelse inntreffer	15
2.3.2	Konsekvensene av en uønsket hendelse	17
2.3.3	Akseptkriterier	17
2.3.4	Risikovurdering	17
2.4	Trinn 3: Utvidet risikovurdering (måling av eksponering)	17
2.5	Tolkning av resultatene	18
Del II	Utdypende beskrivelser	19
3	Datakvalitet ved grunnundersøkelser	19
3.1	Bakgrunn og forutsetninger	19
3.2	Grunnundersøkelser	19
3.2.1	Planlegging	20
3.2.2	Prøvetaking	20
3.2.3	Analyse	22
3.2.4	Resultatbearbeiding	23
3.2.5	Godt nok svar?	23
4	Identifisering av mulige uønskede hendelser	25
4.1	Generelt	25
4.2	Hendelser ved og i kilden	25
4.3	Hendelser ved spredning og under transport	26
4.4	Hendelser ved eksponering	26
5	Sannsynlighet for at uønskede hendelser oppstår	27
5.1	Generelt	27
5.2	Sannsynlighet for spredning	27
6	Konsekvenser av at uønskede hendelser inntreffer	30
6.1	Generelt	30
6.2	Konsekvenser for mennesker	30
6.3	Konsekvenser for økosystemet	30
6.3.1	Jord/poreluft	30
6.3.2	Vann	31
7	Risikoanalyse	32
7.1	Generelt	32
7.2	Helserisikoanalyse	32
7.2.1	Human toksikologi	32
7.2.2	Drikkevannsinteresser	33
7.3	Økotoksikologisk risikoanalyse	33
7.3.1	Terrestriske organismer	33
7.3.2	Akvatiske organismer	34
7.4	Risikoanalyse for materielle verdier	34
8	Miljømål og akseptkriterier	35

8.1 Miljøsmål	35
8.2 Akseptkriterier	36
9 Risikovurdering.....	37
Del III Detaljert informasjon.....	38
10 Beregningsalgoritmer for spredning/transport	38
10.1 Fasefordeling av forurensningene	38
10.1.1 Generelt	38
10.1.2 Fasefordeling mellom jord og vann.....	38
10.1.3 Fasefordeling mellom vann og luft.....	39
10.2 Fortynning/transport av ulike faser	39
10.2.1 Generelt	39
10.2.2 Transport fra forurensninger i jord til innendørsluft	39
10.2.3 Transport fra forurensninger i jord til grunnvann	40
10.2.4 Transport fra forurenset grunnvann til overflatevann	41
10.2.5 Transport fra forurensninger i jord til planter	41
11 Beregningsalgoritmer for helserisiko	43
11.1 Generelle betraktninger.....	43
11.2 Eksponeringsveier	43
11.2.1 Oralt inntak av jord og støv.....	43
11.2.2 Hudkontakt med jord og støv.....	43
11.2.3 Innånding av støv.....	44
11.2.4 Innånding av gasser.....	45
11.2.5 Inntak av drikkevann	45
11.2.6 Inntak av grønnsaker produsert på stedet	46
11.2.7 Inntak av fisk og skaldyr fra nærliggende resipient	46
11.2.8 Bestemmelse av total eksponering.....	47
12 Beregningsprotokoll for økologisk risiko.....	48
12.1 Basert på terrestriske data – organiske stoffer	48
12.2 Basert på terrestriske data – uorganiske stoffer	49
12.3 Omregning fra akvatiske data – organiske stoffer	49
13 Beregning av normverdier for mest følsom arealbruk.....	50
13.1 Spredning og transport.....	50
13.1.1 Fasefordeling	50
13.1.2 Spredning/transport.....	50
13.2 Eksponering.....	51
13.2.1 Helse.....	51
14 Bakgrunnsdata for utvalgte stoffer	55
14.1 Uorganiske miljøgifter/tungmetaller	55
14.1.1 Arsen	55
14.1.2 Bly.....	55
14.1.3 Cyanid Fri.....	56
14.1.4 Kadmium.....	56
14.1.5 Kobber	57
14.1.6 Krom (III & VI-verdig).....	57
14.1.7 Kvikksølv.....	58
14.1.8 Nikkel.....	58
14.1.9 Sink.....	59
14.2 Organiske miljøgifter	59
14.2.1 Sum 16 PAH og benzo(a)pyren.....	59
14.2.2 Naftalen.....	60
14.2.3 Fluoren.....	60
14.2.4 Fluoranten.....	61
14.2.5 Pyren	61
14.2.6 PCB	62

14.2.7	Pentaklorfenol	62
14.2.8	DDT	63
14.2.9	Lindan	63
14.2.10	Monoklorbensen.....	64
14.2.11	1,2-diklorbensen.....	64
14.2.12	1,4-diklorbensen.....	65
14.2.13	1,2,4-triklorbensen	65
14.2.14	1,2,4,5-tetraklorbensen	66
14.2.15	Pentaklorbensen	66
14.2.16	Heksaklorbensen	67
14.2.17	Diklormetan	67
14.2.18	Triklormetan	68
14.2.19	Trikloretan	68
14.2.20	Tetrakloretan	69
14.2.21	1,1,1, Trikloretan	69
14.2.22	Bensen.....	70
14.2.23	Toluen	70
14.2.24	Etylbensen	71
14.2.25	Xylen	71
14.2.26	Alifater C5-C6.....	72
14.2.27	Alifater >C6-C8.....	72
14.2.28	Alifater >C8-C10.....	73
14.2.29	Alifater >C10-C12.....	73
14.2.30	Alifater >C12-C16.....	74
14.2.31	Alifater >C16-C35.....	74
14.2.32	Metyltertiærbutyleter (MTBE)	75
14.2.33	1,2-dikloretan	75
14.2.34	1,2-dibrometan	76
14.2.35	Tetraetylbly.....	76
15	Definisjoner	77
16	Alfabetisk parameterliste	81
17	Justerte standardverdier for ulike jordtyper	83
18	Sentrale referanser	84
19	Beregnete normverdier	88
20	Sjekkliste for problembeskrivelsen.....	93
	20.1 Problembeskrivelse	93
	20.2 Trinn 1 risikovurdering.....	94
	20.3 Trinn 2 risikovurdering.....	96
	20.4 Trinn 3 risikovurdering.....	102
21	Skjema for bestilling av sluttrapportene fra EU-prosjektet.....	103

Del I Generell beskrivelse av veiledningen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for veiledningen

SFT utgav i 1991 en veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser og i 1992 ble denne etterfulgt av en handlingsplan for opprydding av deponier, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplanen bygget på resultatene av en landsomfattende kartlegging og registrering av forurensning fra tidligere tiders utslipp og avfallsdisponering. Målet var at de alvorligste grunnforurensningsproblemene skulle være løst innen år 2000. I 1995 utgav SFT en foreløpig saksbehandlingsveileder for håndtering av grunnforurensningssaker (SFT Rapport nr. 95:09), normverdier for maksimal tillatt forurensning av grunnen, og krav til innhold, omfang og kvalitet for risikoanalyser av grunnforurensninger.

Foreliggende veiledning om risikovurdering av forurenset grunn er utarbeidet for å utdype risikovurderingsdelen i 95:09, samt å revidere og underbygge normverdier for mest følsom arealbruk. De nye normverdiene erstatter normverdiene gitt i 1995.

Figur 1 viser saksgangen i en grunnforurensningssak slik den ble beskrevet i 1995, og det skraverte området viser hvor veilederen for risikovurdering hører hjemme.

1.2 Sentrale begreper

Viktigste definisjoner knyttet til en risikovurdering er:

Risiko:

Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene.

Risikoanalyse:

Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, sannsynligheten for at hendelsene oppstår og konsekvensene av disse.

Risikovurdering:

Sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier for risiko.

Uønsket hendelse:

Hendelse eller tilstand som kan medføre skade på menneske, miljø eller materielle verdier.

Konsekvens:

Mulig følge av en uønsket hendelse. Konsekvenser kan uttrykkes med ord eller som en tallverdi for omfanget av skade på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Miljømål:

Definert ambisjonsnivå for ønsket miljøtilstand. Uttrykkes som en tilstandsklasse for jord, vann og luft, eller kvalitativ beskrivelse av tilstand som ikke gir konflikter med eksisterende eller ønsket arealbruk. Kvalitative ambisjoner konkretiseres i form av akseptkriterier.

Akseptkriterier:

Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaringer og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko. Akseptkriterier kan uttrykkes med ord eller være tallfestet.

1.3 Oppbygningen av veiledningen

Veiledningen er bygget opp i tre deler:

- Del I. Generell beskrivelse (kap. 1-2).
- Del II. Utdypende beskrivelse (kap. 3-9).
- Del III. Detaljert informasjon (kap. 10-20).

Del I. Generell beskrivelse (kap. 1-2) beskriver innhold og oppbygning av arbeidet med risikovurdering av forurenset grunn. Veiledningen for risikovurdering settes i sammenheng med saksbehandlingsveiledningen for forurenset grunn (95:09). Systemet for risikovurdering beskrives, likeledes avgrensninger og usikkerheter.

Del II. Utdypende beskrivelse (kap. 3-9) gir en utdypning av elementene i en risikoanalyse og risikovurdering. Her beskrives det hvorledes man sikrer en akseptabel datakvalitet på ulike trinn i risikovurderingen, hvordan spredning/transport skal behandles, hvordan eksponeringen av menneske og miljø (økosystem) håndteres, hvorledes risiko skal karakteriseres og hvordan man kan etablere akseptkriterier for risiko.

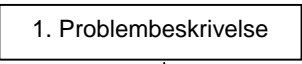
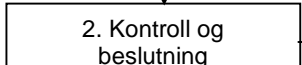
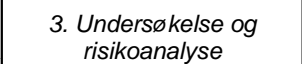
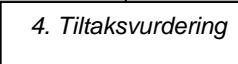

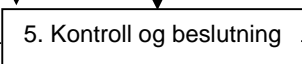
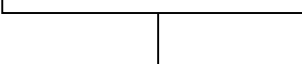
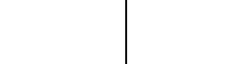
Del III. Detaljert informasjon (kap. 10-20) inneholder detaljerte ligninger og beskrivelser av det underlagsmaterialet som er benyttet til bestemmelse av normverdier. Dessuten inkluderer denne delen detaljerte beskrivelser og beregningsalgoritmer som er benyttet for beregning av spredning/transport/eksponering, helserisiko, miljørisiko og normverdier for mest følsom arealbruk. Dette inneholder også bakgrunnsdata for utvalgte stoffer, definisjoner og henvisninger til sentrale referanser der mer informasjon kan innhentes, samt sjekklister for nødvendig informasjon som skal fremskaffes under de ulike trinn i arbeidet med risikovurdering.

I tillegg er det utarbeidet et dokument til, en SFT rapport; "Eksempelsamling for bruk av veiledningen om risikovurdering av forurenset grunn." Denne rapporten illustrerer gjennom konkrete eksempler hvordan veiledningen kan anvendes i praksis.

1.4 Avgrensninger og usikkerheter

Ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, er det tatt utgangspunkt i beregnede toleransedoser for organismer, det vil si den mengde miljøgifter som organismen tåler uten negative effekter. Toleransedosen er basert på tilgjengelig informasjon om ulike stoffer. For noen stoffer der lite data har vært tilgjengelig, betyr dette man har måttet benytte høye sikkerhetsfaktorer for bestemmelse av toleransedosen. Dersom det i en konkret sak velges å fremskaffe mer data slik at beslutningsgrunnlaget bedres, kan det tas hensyn til dette i risikovurderingen ved at sikkerhetsfaktorene reduseres. Normverdiene er beregnet ut fra den forutsetning at menneske og økosystem eksponeres for ett stoff av gangen, det forutsettes at alle eksponeringsveier virker samtidig og at et stoff har en additiv virkning gjennom alle aktuelle eksponeringsveier, f.eks. oralt inntak, innånding av gasser og støv, hudkontakt osv. I den grad eksponeringen gjelder mange stoff samtidig, og dersom det er mulighet for at stoffene påvirker hverandre mhp. mobilitet eller biotilgjengelighet, må eventuelle kombinasjonseffekter vurderes i tillegg. Episodiske hendelser som snøsmelting eller flom som kan lede til kortvarig høy eksponering av organismer for miljøgifter er det ikke tatt spesielt hensyn til. Det foreliggende beregningsverktøyet dekker ikke slike hendelser, som dermed må vurderes separat. Overflateavrenning fra forurenninger i overflatejord eller

spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i beregning av normverdier for mest følsom arealbruk.

Saksgang	Beskrivelse
	<p>1. PROBLEMBESKRIVELSE Problemeier utarbeider oversikt over situasjonen, og forslag til eventuelle undersøkelser og videre saksgang som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Undersøkelser, risikoanalyser og tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8)
	<p>2. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere problembeskrivelsen, og ta stilling til videre saksgang.</p>
	<p>3. RISIKOVURDERING - UNDERSØKELSE OG RISIKOANALYSE Problemeier undersøker og vurderer forurensningssituasjonen og vurderer risiko og behov for tiltak.</p>
	<p>4. TILTAKSVURDERING Problemeier utreder mulige tiltak, og deres miljøeffekter. Problemeier tar stilling til videre håndtering av saken, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8)
	<p>5. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Supplerende undersøkelser, risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8)
	<p>6. TILTAKSGJENNOMFØRING Problemeier detaljplanlegger og gjennomfører tiltak, inklusive overvåking underveis og etterpå.</p>
	<p>7. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere overvåking og etterkontroll av tiltak, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Supplerende undersøkelser og risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering 3 (og 4) • Supplerende tiltaksgjennomføring (inkludert overvåking) (6) • Avslutning (8)
	<p>8. AVSLUTNING</p>

Figur 1. Risikovurdering anvendes på flere trinn i saksbehandlingen av grunnforurensnings-saker. Figuren illustrere hele saksgangen og det er uthevet hvor foreliggende veiledning inngår i forhold til saksbehandlingsveiledningen til SFT (1995), hvor figuren er hentet fra.

2 Risikovurdering, systembeskrivelse

2.1 Systematikk

Risiko uttrykker sannsynligheten for at en mulig uønsket hendelse inntreffer og konsekvensen av at det skjer. I en grunnforurensningssak analyseres risikoen basert på eksisterende forurensning og mulige framtidige aktiviteter i influensområdet. Risikovurderingen består i at resultatene fra risikoanalysen sammenholdes med akseptkriterier.

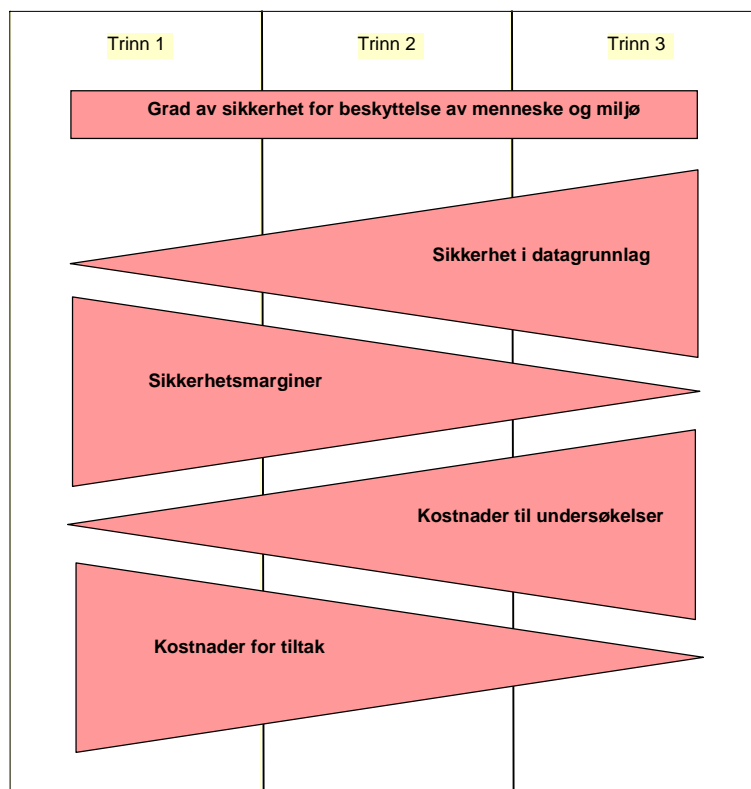
Når man skal gjennomføre en risikovurdering av en grunnforurensning, vurderes sannsynligheten for at menneske eller miljø eksponeres for uønskede, høye konsentrasjoner (dose), dvs. om belastningsdosen er høyere enn toleransedosen. I forbindelse med grunnforurensning er man opptatt av å bestemme sannsynligheten for at dyr, mennesker eller økosystem direkte eller etter spredning eksponeres for så høye konsentrasjoner av forurensning at dette kan medføre en uakseptabel risiko. I en risikovurdering inngår det derfor å bestemme:

- aktuelle eksponeringsveier.
- hvilke konsentrasjoner man kan forvente at forurensningen vil kunne foreligge i ved ulike eksponeringspunkt (belastningsdoser).
- hvilke organismer (mennesker, dyr, fisk, skalldyr, fugler, planter, sopp, alger eller bakterier osv.) som sannsynligvis vil eksponeres for forurensning og som det er ønskelig å beskytte.
- hvilke toleransedoser (akseptkriterier) som eksisterer for aktuelle organismer.
- om forurensningen kan spres slik at flere organismer eller eksponeringsveier må tas hensyn til.

En forutsetning for at slike vurderinger kan gjøres er at det på forhånd er identifisert miljømål for lokaliteten og dens influensområde. Det vi si at ønsket grad av beskyttelse for mennesker og natur er definert, enten i forhold til eksisterende eller ønsket arealbruk, eller ut fra mer prinsipielle holdninger til ønsket miljøstandard for området.

Risikovurderingen er bygget opp i tre trinn med økende grad av kompleksitet og detaljering. Den trinnvise tilnærmingen vil sikre at enkle saker kan avklares relativt raskt uten for stort ressursforbruk, samtidig som større ressurser kan settes inn for å avklare risikoer i mer kompliserte og potensielt alvorlige situasjoner. Datagrunnlaget kan gradvis utvides slik at man kan redusere usikkerheten og derved bedre beslutningsgrunnlaget. Figur 2 illustrerer systemet med en trinnvis inndeling. Graden av beskyttelse for menneske og økosystem skal være like stor på alle trinn, men fordi man på trinn 1 har brukt lite ressurser på å skaffe nødvendig informasjon og derfor prøver å ta avgjørelser på basis av et begrenset datagrunnlag (for eksempel fordi et lavt forurensningsnivå er forventet eller der problemstillingen synes å være åpenbar), vil graden av usikkerhet normalt være stor, og det må legges inn større sikkerhetsfaktorer for å unngå å underestimere mulige negative effekter. Med økende bruk av ressurser, reduseres usikkerheten i datagrunnlaget og sikkerhetsmarginene reduseres (trinn 2 og 3). Det trenger ikke være store sprang når det gjelder arbeidsomfang eller ressursforbruk mellom de ulike trinn og det kan arbeides med de samme trinn flere ganger. Sannsynligvis vil risikovurderingen for mange lokaliteter bli gjennomført på trinn 2, hvor beregningene kan gjentas flere ganger ettersom bedre datagrunnlag foreligger.

En trinnvis tilnærming i risikovurderingen gir et oversiktlig og enhetlig beslutningsgrunnlag for å vurdere behov for tiltak. Figur 3 viser risikovurderingen som et ledd i beslutningsgrunnlaget i grunnforurensningssaker.

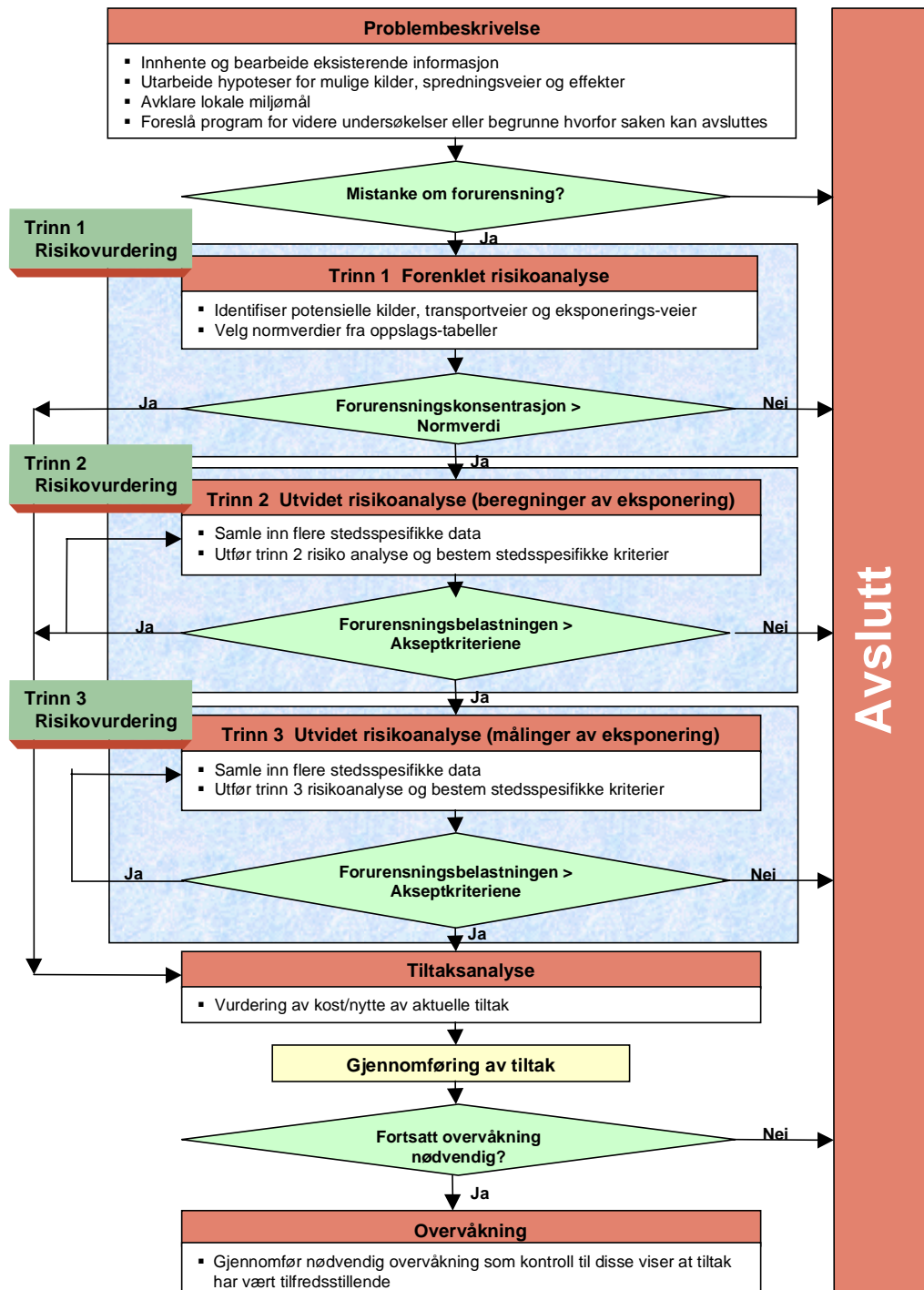


Figur 2. En trinnvis oppbygging av risikovurderingen gjør det mulig med samme grad av sikkerhet og beskyttelse av menneske og miljø å kunne bestemme tiltak selv om datagrunnlaget er begrenset.


Problembeskrivelsen består av innhenting, gjennomgang, vurdering og anvendelse av tilgjengelig informasjon om kilden(e), mulige spredningsveier, resipienter, arealbruk og lokale miljømål. Følgende spørsmål skal belyses i problembeskrivelsen:

- type, lokalisering og utstrekning av mulige forurensningskilder, samt kjente egenskaper til antatte forurensningsstoffer.
- karakterisering av potensielle spredningsveier (jord, vann og luft).
- vurdering av potensiell eksponering utfra arealbruk og resipientkarakterisering.
- identifisering av aktuelle brukerkonflikter og lokale miljømål.

Basert på resultatene fra problembeskrivelsen vurderes omfang og behov for undersøkelser av lokaliteten. Undersøkelsene vil i første omgang være rettet mot å avklare type, sammensetning og lokalisering av mulige forurensningskilder. Problembeskrivelsen er mer i detaljert omtalt i SFTs veiledning (1995). Basert på resultatene fra problembeskrivelsen kan første trinn i risikovurderingen gjennomføres. Figur 4 skisserer den trinnvise oppbyggingen av risikovurderingen.



Figur 3. Beskrivelse av risikovurderingen som et ledd i beslutningsgrunnlaget knyttet til grunnforurensningssaker.

Trinn nr.	Verktøy i veiledningen	Beskrivelse av innhold
1. Forenklet risikovurdering (normverdier)	 <p>Oppslagstabeller.</p>	<p>Mål: Vurdere om normverdier basert på eksponering i kildesonen overskrides.</p> <p>Databehov: Representative maksimale konsentrasjoner i kilden.</p>
2. Utvidet risikovurdering	 <p>Avstand fra kilden (x) (empiriske modeller, beregnings-algoritmer, dataverktøy).</p>	<p>Mål: Vurdere om stedsspesifikke akseptkriterier basert på eksponering på ulike eksponeringspunkt overskrides.</p> <p>Databehov: Omfang av kilden og representative konsentrasjoner i eksponeringsområdet supplert med sprednings- og resipientinformasjon. Normverdiene justeres til aktuell arealbruk. Hensyn tas til jordarts-spesifikke forhold (organisk karbon, permeabilitet etc.) og spredningsrelaterte forhold.</p>
3. Utvidet risikovurdering basert på eksponeringsmåling	 <p>Verifisering av modeller og eksponeringsmålinger (ikke beskrevet i detalj).</p>	<p>Mål: Vurdere om risikobaserte akseptkriterier for helse/miljø overskrides på ulike eksponeringspunkter.</p> <p>Databehov: Som trinn 2, men i tillegg skal effekter, omsetning, spredning, eksponering etc. i størst mulig grad måles lokalt.</p>

Figur 4. Oppbygning av den norske risikovurderingen av forurenset grunn.

2.2 Trinn 1: Forenklet risikovurdering (bruk av normverdier)

I en forenklet risikovurdering brukes gjeldende normverdiene for jord som vist i tabell 1. Det utføres avklarende undersøkelser for å bestemme maksimalkonsentrasjoner av forureningsstoffene i kildeområdene. Resultatene fra undersøkelsen vurderes mot normverdiene, som tar utgangspunkt i mest følsom arealbruk. Dette vil si at de baserer seg på eksponering gjennom alle definerte eksponeringsveier slik disse er beskrevet i kapittel 6 og utdypet i kapittel 10, 11 og 12. Normverdiene er basert på beregning av akseptabel toleransedose fra toksikologiske data for mennesker og miljø, samt gitte forutsetninger når det gjelder eksponering (kapittel 6.2 og 7.2). For stoffer som ikke er angitt i oversikten kan normverdiene utledes ved hjelp av beregninger gitt i kapittel 10, 11 og 12. Normverdiene er beregnet for en modelljord med 1% karbon, et vann- og luftinnhold på 0,2 (dm^3 vann/luft/ dm^3 jord), en permeabilitet på 0,4 og en tetthet i jord på $1,7 \text{ kg/dm}^3$.

For å sikre et godt sammenligningsgrunnlag mellom ulike lokaliteter, stilles det krav til kvaliteten til grunnlagsdata i de avklarende undersøkelsene. Disse er beskrevet i kapittel 3. For å vurdere undersøkelsesresultatene mot normverdier benyttes de høyeste konsentrasjoner av forurenning som er målt på lokaliteten som et utgangspunkt, se detaljer i kapittel 2.5.

Avhengig av resultatet av undersøkelsen, vil man i første trinn i risikovurderingen kunne trekke følgende konklusjon:

- Dersom ingen av prøvene overstiger normverdiene, kan undersøkelsen avsluttes og det settes ingen arealbruksrestriksjoner til området.

- Dersom en eller flere prøver overstiger normverdiene, skal det vurderes om overskridelsen skyldes kilden eller lokalt bakgrunnsnivå. Dersom innholdet i en eller flere prøver ikke skyldes bakgrunnsnivå, kan en gå videre til trinn 2 risikovurdering (figur 3), eller man kan gjennomføre tiltak.

2.3 Trinn 2: Utvidet risikovurdering (beregning av eksponering)

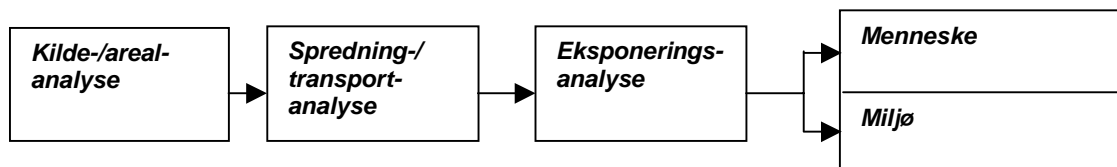
Den utvidede risikovurderingen tar utgangspunkt i aktuell arealbruk på stedet (evt. planlagt arealbruk). Mens normverdien for mest følsom arealbruk er beregnet med utgangspunkt i at menneske og økosystem eksponeres via definerte eksponeringsveier, vil man ved en utvidet risikoanalyse bare anvende eksponeringsveier som er aktuelle for den aktuelle lokaliteten. Basert på disse eksponeringsveiene bestemmes toleransedoser for uakseptable effekter. Beregningene er vist i kapittel 10, 11 og 12. Beregningsgrunnlaget tilpasses mest mulig de lokale forhold, med hensyn til kildesammensetning, jordart og reelle eksponeringsmuligheter. Basert på foreliggende datagrunnlag (problembeskrivelse, hypoteser) identifiseres mulige uønskede hendelser.

2.3.1 Sannsynligheten for at en uønsket hendelse inntreffer

Når sannsynligheten for at en uønsket hendelse opptrer skal vurderes, er en kilde-/arealanalyse og en spredning-/transportanalyse (figur 5) nyttige hjelpemidler.

Resultatene av risikoanalysen sammenlignes med akseptkriteriene, som er basert på identifiserte konkrete miljømål, og risikovurderingen (figur 3) gjennomføres.

Kilde-/arealanalysen skal inneholde en beskrivelse av kildene, lede fram til datautvelgelse med hensyn på hvilke forurensningskomponenter som det skal beregnes akseptable grenseverdier for, og hvilke organismer som skal beskyttes i kildeområdet. Dersom det planlegges en annen arealbruk enn dagens, skal det også utføres kilde-/arealanalyse for planlagt arealbruk. Sannsynligheten for at det kan foreligge andre stoffer enn de som alt er identifisert for oppfølging, må også vurderes.



Figur 5. Vurderinger som skal gjennomføres som del av en risikoanalyse, trinn 2 og 3.

Spredning-/transportanalysen skal inneholde beregninger og/eller måleresultater som beskriver/dokumenterer transport og spredning av forurensninger i umettet og mettet sone. Det skal utføres beregning av spredning av alle aktuelle miljøfarlige enkeltstoffer til eksponeringspunktet med de organismene som skal beskyttes. Beregningene skal gjøres for både eksisterende og planlagt arealbruk. I tillegg til beregninger av antatte konsentrasjoner eller målte konsentrasjoner, skal også sannsynligheten for spredning ut over de forutsatte spredningsveier vurderes. Dette gjelder spesielt forhold som skyldes episodiske hendelser.

Tabell 1. Normverdier for mest følsom arealbruk.

Stoff	Bakgrunnsverdier i Norge ¹⁾	Normverdier (mg/kg)
Arsen	0,7-8,8	2
Bly	8,5-107,4	60
Kadmium	0,1-1,7	3
Kvikksølv	0,05-0,20	1
Kobber	6-27	100
Sink	25-104	100
Krom (tot.)	3-30 (tot)	25
Nikkel	3-19	50
Cyanid fri	m.d. ³⁾	1
Σ7PCB	0,003-0,03	0,01
Pentaklorfenol	<0,005	0,005
Lindan	0,002-0,03	0,001
DDT	0,0003-0,02	0,04
Monoklorbensen	m.d. ³⁾	0,5
1,2-diklorbensen	m.d. ³⁾	0,5
1,4-diklorbensen	m.d. ³⁾	0,5
1,2,4-triklorbensen	m.d. ³⁾	0,2
1,2,4,5-tetraklorbensen	m.d. ³⁾	0,3
Pentaklorbensen	m.d. ³⁾	0,1
Heksaklorbensen	0,0004-0,006	0,03
Diklorometan	m.d. ³⁾	0,06
Triklormetan	0,001	0,01
Trikloretan	0,001	0,01
Tetrakloreten	0,01	0,03
1,1,1-trikloreten	0,001	0,1
Aromatiske hydrokarboner		
Σ 16 PAH ²⁾	0,005-0,8	2
Benso(a)pyren	0,015-0,157	0,1
Naftalen	m.d. ³⁾	0,8
Fluoren	m.d. ³⁾	0,6
Fluoranten	m.d. ³⁾	0,1
Pyren	m.d. ³⁾	0,1
Bensen	<0,1	0,005
Toluen	0,32	0,5
Etylbensen	<0,1	0,5
Xylen	<0,1	0,5
Alifatiske hydrokarboner ⁴⁾		
Alifater C5-C10	m.d. ³⁾	7
Alifater >C10-C12	m.d. ³⁾	30
Alifater >C12-C35	m.d. ³⁾	100
Tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter ⁴⁾		
Metyltertiærbutyleter (MTBE)	m.d. ³⁾	2
1,2-dikloreten	m.d. ³⁾	0,003
1,2-dibrometan	m.d. ³⁾	0,004
Tetraetylbly	m.d. ³⁾	0,001

1) Rapporterte data fra SFTs miljøgiftsrapport (Beck og Jaques, 1993).

2) Beregnet basert på data for den mest toksiske PAH-forbindelse, benso(a)pyren.

3) m.d. = mangler data.

4) Utarbeidet på basis av bakgrunnsdata sammenstilt av Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttets arbeider (Naturvårdsverket, 1998).

2.3.2 Konsekvensene av en uønsket hendelse

Konsekvensen av at hendelsen faktisk inntreffer vurderes bl.a. ved hjelp av en eksponeringsanalyse (figur 5).

I eksponeringsanalysen bestemmes total belastning fra definerte eksponeringsveier, som identifiserte organismer utsettes for. Det beregnes belastningsdoser for hvert stoff og organisme (menneske eller økosystem) som eksponeres ved planlagt arealbruk. Vurderingene skal utføres både for kort- og langtids eksponering. Dersom det er identifisert fare for andre eksponeringsveier enn de mest sannsynlige, skal sannsynlighet og konsekvenser for disse også vurderes i eksponeringsanalysen.

2.3.3 Akseptkriterier

Akseptkriterier defineres basert på miljømål. Miljømålene angir ambisjonsnivåer og ønsket tilstand, mens akseptkriteriene beskriver hvordan miljømålene skal dokumenteres. Miljømålet er for eksempel drikkevannskvalitet eller konsentrasjoner som med rimelig grad av sikkerhet ikke gir uønsket påvirkning, mens akseptkriteriene er da hhv. de grenseverdier som gjelder for drikkevann og de doser som ikke gir påvirkning.

Akseptkriterier må defineres for hvert område og skal ta hensyn til både helserelaterte og spredningsrelaterte forhold.

2.3.4 Risikovurdering

Dersom beregnet belastning for en eller flere situasjoner er høyere enn akseptkriteriene må tiltak gjennomføres. Dersom det er sannsynlig at et bedre datagrunnlag kan lede til en annen konklusjon, kan det innhentes mer informasjon om lokaliteten og vurderingene i trinn 2 gjentas. Dersom det er lite trolig at et bedre datagrunnlag vil gi en annen konklusjon, kan det være naturlig å planlegge og gjennomføre tiltak, eller definere endret arealbruk, i den grad dette vil være akseptabelt (figur 3).

2.4 Trinn 3: Utvidet risikovurdering (måling av eksponering)

En trinn 3 risikovurdering er i større grad basert på målt eksponering, men den samme risikoanalysen som er beskrevet for trinn 2, gjennomføres. Dataene som skal benyttes, skal i størst mulig grad stamme fra feltmålinger og i mindre grad være basert på beregninger, slik de for en stor del vil være i en trinn 2 risikovurdering. Trinn 3 vil derfor kreve til dels spesialiserte undersøkelser tilpasset de lokale forhold.

Mobilitet, adsorpsjon og nedbrytning som man ønsker å ta hensyn til i de ulike media (jord, vann eller luft) bør dokumenteres gjennom feltmålinger eller laboratorieundersøkelser. Konsentrasjoner av forurensningen i ulike eksponeringspunkter (jord, vann/luft, resipient, organismer og planter) skal i størst mulig grad bestemmes gjennom målinger.

Også konsekvensene av forurensningen skal i størst mulig grad dokumenteres gjennom f.eks. økotoksikologiske tester og undersøkelser av flora, fauna, dyr og mikrobiologiske forhold på stedet.

Resultatet av undersøkelsene er forventet belastningsdose basert på målte verdier. Belastningsdosen for de ulike organismer sammenlignes med toleransedoser. Toleransedoser kan også justeres på grunnlag av lokale forhold, som dokumentert biotilgjengelighet o.l.

2.5 Tolkning av resultatene

Resultatene fra kjemiske analyser tolkes som følger:

- Ingen av prøvene har et forurensningsnivå som overstiger akseptkriteriene.
I dette tilfellet kan arbeidet avsluttes og området kan anvendes i henhold til eksisterende eller planlagt arealbruk. Senere omregulering eller endring til mer følsom arealbruk, vil gjøre det nødvendig å gjenta risikovurderingen for å avklare om arealbruksendringen kan føre til uakseptabel eksponering på grunn av endrede akseptkriterier.
- Innholdet i en eller flere prøver overstiger akseptkriteriene.
I dette tilfellet skal det vurderes om overskridelsen skyldes en forurensningskilde eller lokale bakgrunnsverdier. For å kunne vurdere dette må lokale bakgrunnsverdier være kjent eller bestemt. Dersom innholdet i en eller flere prøver ikke skyldes bakgrunnsverdier, finnes det tre mulige tilnæringsmåter:
 1. For å øke sikkerheten i datagrunnlaget, hente inn supplerende data gjennom utvidede feltundersøkelser, og en ny risikoanalyse med påfølgende risikovurdering. gjennomføres med det nye datagrunnlaget.
 2. Det gjennomføres tiltak for å redusere/fjerne risikoen forbundet med forurensningen.
 3. Gjennomføre risikovurdering på neste trinn.

Resultatet av risikovurderingen kan være som følger:

- beregnet belastningsdose er lavere enn toleransedosen (helse og økosystem) og ingen påvisbare effekter er oppdaget; arbeidet kan avsluttes.
- beregnet belastningsdose større enn toleransedosen (helse og miljø), eller det er oppdaget uakseptable effekter på menneske eller miljø; tiltak for å redusere/fjerne risikoen skal vurderes, alternativt må det legges restriksjoner på arealbruken.

For å vurdere om normverdier er overskredet, brukes ulike kriterier avhengig av antall tilgjengelige analyserte prøver. Normverdiene betraktes ikke som overskredet dersom:

- gjennomsnittet av 3 analyser ligger under normverdien, og ingen enkeltverdi overskrider normverdien med mer enn 50%.
- gjennomsnittet av 4 til 10 analyser ligger under normverdien og ingen enkeltverdi overskrider normverdien med mer enn 100%.
- gjennomsnittet av mer enn 10 analyser ligger under normverdien og 90 percentilen er mindre enn to ganger normverdien. 90-percentil betyr at en kan se bort fra de 10% høyeste verdiene, men at den verdi som da framstår som høyest, må være lavere enn det doble av normverdien.

Del II Utdypende beskrivelser

3 Datakvalitet ved grunnundersøkelser

3.1 Bakgrunn og forutsetninger

Det er viktig at konsentrasjonsbestemmelser og informasjonsinnsamling gjennomføres på en så enhetlig og faglig korrekt måte som mulig. Ved en risikoanalyse er det viktig at ikke bare de mest sannsynlige hendelser vurderes, men også mindre sannsynlige, men reelt mulig forekommende hendelser.

Problembeskrivelser gir ofte ikke et godt nok grunnlag til å gjennomføre en risikoanalyse med ønskelig kvalitet og sikkerhet. Det må derfor gjennomføres grunnundersøkelser for å skaffe til veie et bedre beslutningsgrunnlag.

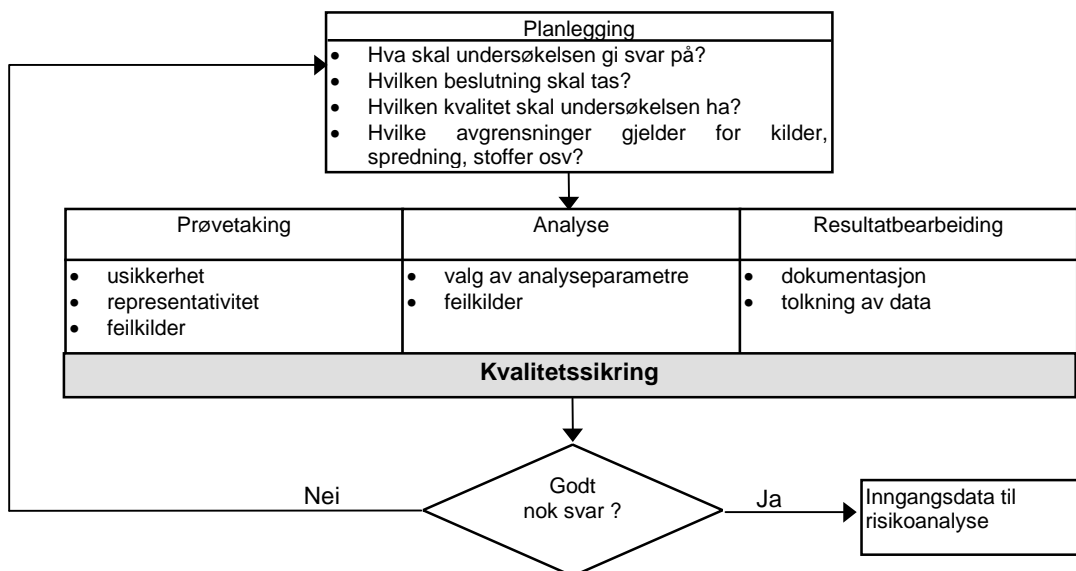
Som oftest vil en optimal datasikkerhet innebære at en utnytter både kvantitativ og kvalitativ informasjon så godt som mulig. Jo større usikkerhet informasjonen sier om kilder til forurensning, spredning og størrelser på disse, jo større krav stilles det til prøveantall og kvalitet på prøvetaking, analyser osv.

3.2 Grunnundersøkelser

Grunnundersøkelser deles gjerne inn i fire aktiviteter:

1. Planlegging
2. Prøvetaking
3. Analyse
4. Resultatbearbeiding

For at resultatet av grunnundersøkelsen skal være representativt nok til å bli brukt som inngangsdata til en risikoanalyse, bør usikkerhet og feilkilder i hver aktivitet holdes under kontroll. Kvalitetssikring skal ivareta at resultatet holder den ønskede kvaliteten. Dette er skjematisk gjengitt i figur 6.



Figur 6. Skjematisk oversikt over innhold og kvalitetssikring av grunnundersøkelser for å fremskaffe inngangsdata til risikoanalyser.

3.2.1 Planlegging

Sentrale problemstillinger i planlegging av grunnundersøkelser er:

- hva skal undersøkelsen gi svar på?
- hvilke delområder er det hensiktsmessig å dele undersøkelsene inn i?
- hvilke beslutninger skal tas basert på undersøkelsesresultatene?
- hvilken kvalitet skal dataene ha (deteksjonsgrense og usikkerhet)?
- hva er følgene av at feilaktige konklusjoner kan bli trukket ved for stor usikkerhet?
- hvilken konsekvens har kvalitetskravet for metodevalget?

Avklarende undersøkelser må kunne benyttes til å avgjøre om konsentrasjonene til forurensningen overskrider akseptkriteriene, for eksempel normverdien for mest følsom arealbruk. Normalt vil en avklarende undersøkelse ikke gi svar på omfang og spredning av forurensningen, bare om det finnes en forurensningskilde som angitt i problembeskrivelsen.

Etter at eventuelle utvidede undersøkelser omkring kilden er foretatt, vil det normalt være ønskelig både å beskrive forurensningens utbredelse om spredning forekommer og om denne varierer med klimatiske forhold eller påvirkes av andre naturgitte eller menneskeskapt barrierer eller drivkrefter. Jo nærmere forurensningskonsentrasjonene er akseptkriteriene, jo større krav stilles det til datakvalitet. Det vil ikke være behov for mange analyser om alle verdier ligger klart over eller under de akseptkriteriene som i utgangspunktet er bestemt. Derfor er det hensiktsmessig å dele lokaliteten inn i:

- områder som er klart upåvirket eller der en forventer lave forurensningsnivå.
- kilder med åpenbart høye forurensningsnivå.
- områder der en er usikker på forurensningsnivå.

Innenfor en lokalitet vil fordelingen av konsentrasjoner som oftest ikke være normalfordelt, men log-normalfordelt. Det vil si at det er noen få prøver som gir relativt høye og lave verdier. En søker da med et tilstrekkelig datagrunnlag, å avklare hvor de mest og minst forurensede delområdene er, samt fremdeles med en tilstrekkelig grad av sikkerhet, at den faktiske gjennomsnittlige konsentrasjon i de øvrige delområdene ligger under eller over definerte akseptkriterier.

Planleggingen omfatter plassering av prøvetakingspunkt, i utstrekning og dybder, vurdering av hvilke parametre det skal analyseres for, hvilke deteksjonsgrenser som er nødvendige, hvilke krav som må stilles til prøvetaking og behandling av prøver, samt hvordan det skal sikres at analyseresultatene blir så sammenlignbare som mulig.

3.2.2 Prøvetaking

En prøvetakingsplan som sikrer faglig forsvarlig uttak av prøver, prøvebehandling, transport og analyse, må utarbeides før prøvetaking kan settes i gang.

Prøvetakingen skal sørge for at det fremskaffes prøver og analyseresultater som er representative for et definert område. Ut over å identifisere en eller flere kilder, må det gjøres vurderinger av mulige spredningsveier, barrierer, synlige avgrensninger og geo(hydrogeo)-logiske forhold.

Antall prøver som skal ligge til grunn for en risikoanalyse vil variere med den foreliggende problemstilling. Det vil normalt være behov for færrest prøver ved identifikasjon av kjente kilder og flest prøver om det skal kartlegges områder uten lokaliserte kilder. Også identifikasjon av spredningsomfang og retning krever normalt et stort antall prøver.

Blanding av prøver vil kunne redusere behovet for det antall prøver som må analyseres og dermed kostnadene forbundet med undersøkelsen. Forutsetning for å blande prøver er at:

- forurensningen er noenlunde jevnt fordelt eller det foreligger ikke mistanke om forurensning.
- analysemetodene klarer å detektere et forhøyet innhold selv om rene og forurensede prøver er blandet sammen.
- de individuelle prøver som er blandet sammen kan i etterhånd analyseres separat dersom et forhøyet innhold oppdages i blandprøven (enkeltprøvene lagres under akseptable lagringsbetingelser og volumet er stort nok).
- undersøkelsen skal avklare om oppgravde masser er forurensset. Blanding av flere delprøver fra f.eks. en billast kan gi en god beskrivelse av forurensningen.

Hvis området er diffust forurensset vil en blandprøve kunne representere det gjennomsnittlige forurensningsnivå for et større område, men ingen prøve kan normalt representere et areal større enn 100 m² eller et større volum enn 100 m³. Det må eventuelt begrunnes hvorfor det er faglig forsvarlig å bruke større arealer eller volumer. Hvilke potensielle konflikter som er avdekket vil kunne være med å redusere behovet for prøver. Om konflikter kun kan relateres til overflate, gitte mindre områder (volum) eller punkt, vil også være avgjørende for behovet for sikkerhet i beslutningsgrunnlaget.

Ved opprydding vil det ofte være økonomisk gunstig å foreta ytterligere analyser for å sortere ut masser på en optimal måte. Da vil også andre faktorer som for eksempel, disponeringsmåter, påvirke valg av antall prøver.

Antall prøver som skal legges til grunn for en risikoanalyse varierer med aktuelle problemstillinger. Noen eksempler følger:

1. Diffus og antatt homogen forurensning.

Dersom forurensningen forventes å være homogent fordelt over hele volumet, bør det foretas en systematisk undersøkelse av området. Prøvetakingsstedene må da velges slik at de danner et systematisk mønster over hele lokaliteten.

Begrepet "homogen" innebærer at forurensningen er av tilnærmet samme størrelsesorden over hele området. Markerte gradienter forventes ikke. Statistiske metoder kan da anvendes til å identifisere spredning.

En slik tilnærming krever relativt mange analyser, ofte 30 eller mer for hver forurensningsparameter. Sikkerheten som oppnås ved å ta mange analyser påvirker konklusjonene. Blandprøver tatt med statistisk systematikk kan bidra til å redusere antallet analyser.

Tabell 2 eksemplifiserer sannsynligheten for ikke å oppdage en sirkulær forurensningskilde (f.eks. en tønne) ved hjelp av systematisk prøvetaking i et rektangulært eller triangulært rutenett. Tabellen viser at dersom forurensningen bare utgjør en liten del av lokaliteten (f.eks. 10 prosent) er det henholdsvis 97 og 95 prosent sannsynlighet for ikke å oppdage forurensningen dersom den systematiske prøvetakingen er utført etter et rektangulært eller triangulært prøvetakingsmønster.

Uten annen informasjon enn analyseresultater er det i en situasjon med diffus forurensning, nødvendig med relativt mange prøver for å ha god sikkerhet i konklusjonene som trekkes, normalt minst 30. Om verdiene innenfor et delområde er normalfordelt, vil en da kunne kvantifisere usikkerheten i resultatene, samt sannsynligheten for at forurensningsområder er oversett.

Tabell 2. Sannsynlighet for ikke å påvise et sirkulært forurenset område i ett plan når en systematisk prøvetaking i et rutenett benyttes.

Rutenett mønster	Diameter av forurenset område i prosent av rutenett									
	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
Rektangulært	0,97	0,88	0,72	0,50	0,21	0,06	0,0	0,0	0,0	0,0
Triangulært	0,95	0,85	0,66	0,41	0,08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Avhengig av forureningsgradienter vil blandprøver kunne redusere behovet for antall analyser. Det vil ofte kunne være en sammenheng mellom ulike forureningsstoffer, slik at en kan få et bilde av forureningsomfang ved å analysere på et mer begrenset antall parametre. Også viktig kvalitativ informasjon kan utnyttes for å redusere behovet for antall prøver. Det vil da være mulig å avgrense delområder uten bruk av statistiske metoder. Da er det imidlertid ikke mulig å kvantifisere sikkerheten i beslutningsgrunnlaget, men det skal gis en faglig kvalitativ begrunnelse for hvorfor man mener at beslutningene er tatt på et sikkert nok grunnlag.

2. Forurensning fra punktkilder på kjent sted.

Når forurensningen antas å være heterogent fordelt i forhold til en punktkilde på kjent sted, bør potensielt forurensete områder prøvetas, i første omgang for å avklare om det finnes en kilde og dens eventuelle utstrekning. For å kunne gjennomføre en trinn 1 risikovurdering kreves minst en prøve pr. kildeområde. Svært ofte vil en i problembeskrivelsen, basert på gjennomgang av historiske oversiktskart og resultater fra eventuell tidligere kartlegging fra området, ha identifisert sikre eller sannsynlige kilder. Befaringer og undersøkelser på stedet vil i tillegg kunne danne grunnlag for å fastslå sannsynlige spredningsveier som kan være langs grøfter i grunnen eller langs veier, via drensledninger til endepunkt eller via lekkasjepunkt, direkte til grunn og grunnvann, eller lagdeling i jord kan medføre at spredningen skjer i naturlige soner/kanaler. Det kan også forekomme naturlige barrierer som leirlag eller fjellformasjoner.

Videre kan spesielle situasjoner som nedbør med stor avrenning, dominerende avrenningsveier, høy grunnvannstand, flo/fjære osv. kunne være kritiske situasjoner hvor den største spredningen vil forekomme. Basert på dette grunnlaget vil det være mulig å lage godt begrunnede hypoteser for hvordan forurensningen spres. Dette brukes som grunnlag for å planlegge og foreta prøvetaking for etterprøving og eventuelt justering av tidligere etablerte hypoteser.

3. Forurensning fra punktkilder på ukjent sted.

Når en ikke kjenner til lokalisering og fordeling av forurensningen, bør prøvene tas i et systematisk mønster som dekker hele lokaliteten. Antall prøver pr. arealenhet vil fortsatt være avgjørende for sannsynligheten for at man får påvist forurensningen (tabell 2).

Formålet med prøvetakingen vil da være å identifisere potensielle kilder. Bakgrunnsinformasjon har indikert at ulike kilder trolig eksisterer. Lokaliseringen innenfor området er imidlertid ukjent.

3.2.3 Analyse

Prøvene tatt i felt bør analyseres på relevante parametre i forhold til den forventede forurensningen (fra problembeskrivelsen). Der det er uklart hvilke kjemiske komponenter en bør analysere for, er det definert prioriterte forbindelser som er indikative for forurensning fra ulike aktiviteter. I tillegg til de forbindelser en forventer å finne, bør noen utvalgte prøver analyseres på et bredt spekter av prioriterte forbindelser. Tabell 3 gir en oversikt over noen vanlige analysegrupper.

Tabell 3. Vanlige analyseparametre anvendt ved grunnforurensning.

Analyseparameter	Standard komponenter
Fysiske egenskaper	Vanninnhold, organisk karbon og leire innhold
Tungmetaller	8 elementer: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
Alifatiske hydrokarboner	Sum hydrokarboner, fraksjonene $C_5 - C_{10} > C_{10} - C_{12}$ og $> C_{12} - C_{35}$
PAH ¹⁾	16 polyaromatiske hydrokarboner ifølge USEPA
PCB	7 kongener: 28, 52, 101, 118, 138, 150 og 180
BTEX ¹⁾	Bensen, toluen, etylbensen og xylene
VOCI	di-, tri-, og tetraklormetan, di- og trikloretan, tri- og tetrakloretan

1) Aromatiske hydrokarboner = PAH + BTEX.

Ekstraksjon av forurensningen fra jordprøver for å kunne analysere prøvene er, sammen med problemet med å prøveta og håndtere prøver, en av de største feilkildene ved håndtering av analyser. Analysemetodene bestemmer nesten aldri totalinnholdet i jordprøven, men bare den fraksjonen som lar seg ekstrahere med den anvendte metoden. Derfor er det viktig at det oppgis analysemetoder for bestemmelse av de data som brukes i risikoanalysen. For at resultatene skal være mest mulig sammenlignbare bør fortrinnsvis identiske ekstraksjonsmetoder anvendes.

Kun laboratorier som er akkrediterte for de aktuelle parametre skal benyttes. Det skal gis opplysninger om anvendt analysemetode og usikkerheten i analyseresultatene som en del av analyserapporten. Generelt kan en si at usikkerheten i kjemiske analyseresultater ligger innenfor 15% for tungmetaller mens den kan variere fra 10 til 100% for organiske forbindelser. Til tross for den store usikkerheten i analyseresultatene av organiske forbindelser, vil usikkerheten i representativitet av prøvene tatt i felt i de fleste tilfeller være betydelig større, dog vanskelig kvantifiserbar.

3.2.4 Resultatbearbeiding

Resultatene fra prøvetaking i felt og kjemiske analyser sammenstilles for å dokumentere den gjennomførte undersøkelsen og tolke dataene som har kommet frem. Dataene holdes opp mot visuelle- og luktobservasjoner, geo(hydrogeo)logiske forhold og historiske data.

Etter avklarende undersøkelser bør følgende vurderes:

- er den forventede forurensningen som beskrevet i problembeskrivelsen påvist?
- er andre forurensninger enn de forventede påvist eller er det grunnlag for å analysere for flere parametre?
- finnes det flere kildeområder enn forutsatt?
- hva er den maksimale konsentrasjonen av de ulike forbindelsene påvist i hver av kildene?
- på hvilke areal og dybder finnes det forurensning og fra hvilke kilder?
- hva er de sannsynlig dominerende spredningsveier og vil spredning variere periodisk som følge av ytre påvirkning?

Dersom datagrunnlaget er tilstrekkelig, kan det så gjennomføres en trinn 1 risikoanalyse, der resultatene vurderes i forhold til normverdiene.

3.2.5 Godt nok svar?

For å kunne besvare spørsmålet om undersøkelsesresultatene er representative nok til å kunne bli brukt som inngangsdata i en risikoanalyse, slik at de kan brukes til å avdekke mulige uønskede hendelser fra de påviste forurensninger, er det mange faktorer det skal tas hensyn til. Eksempler på faktorer som må kunne beskrives er om:

- alle sannsynlige kilder og spredningsveier er vurdert.
- alle sannsynlige eksponeringsveier er vurdert.
- arbeidet er utført i henhold til kvalitetsplanen og ingen avgjørende avvik er registrert under kvalitetskontrollen.
- den påviste forurensningssituasjonen er i samsvar med utgangspunktet for undersøkelsen (f.eks. dersom en jevnt fordelt forurensning var forventet, skal det ikke være påvist punktkilder. I så fall skulle undersøkelsene vært planlagt annerledes) .
- resultatene er logisk med hensyn på konsentrasjonene av de ulike forurensninger, arealfordeling og andre observasjoner (f.eks. visuelle observasjoner, lukt osv.).
- datamengden fra undersøkelsen er tilstrekkelig til å gjennomføre det ønskede trinnet i risikoanalysen (maksimal konsentrasjon i kilden for trinn 1, omfang av kilden og spredningsveier i trinn 2).

4 Identifisering av mulige uønskede hendelser

4.1 Generelt

Uønskede hendelser fra en eksisterende grunnforurensning kan være at forurensning fortsatt spres kontinuerlig eller episodisk i uønskede mengder eller uønskede konsentrasjoner. Videre kan det være at det er fare for at eksisterende barrierer brytes ned (asfaltdekke forvitrer, graving fjerner leirelag osv.) slik at spredningen øker eller forurensningen blir mer tilgjengelig. Den uønskede hendelsen kan lede til at forurensning spres gjennom jord eller grunnvann og at forurensningsfronten etter en gitt tid når fram til en resipient eller et følsomt område. Videre kan områder som tidligere har vært utilgjengelige (nedlagt industri) ønskes utnyttet til mer følsom arealbruk og en annen eksponering blir aktuelt (det blir aktuelt å utnytte jord, grunnvann eller overflate, det skal graves i forurensede masser osv.).

I en trinn 1 risikovurdering er det ikke nødvendig å identifisere uønskede hendelser. Det er tilstrekkelig å forholde seg til normverdiene for mest følsom arealbruk (med mindre arealbruken omfatter spredningsveier det er sett bort fra ved beregning av normverdiene). Imidlertid må det i problembeskrivelsen gjøres en vurdering av sannsynligheten for at fremtidige hendelser kan forverre situasjonen og at beslutningsgrunnlaget er dekkende for den foreliggende situasjonen.

Dersom man går videre med risikovurdering til trinn 2 eller 3, er første skritt å identifisere mulige uønskede hendelser som følge av forurensning på lokaliteten. Ved identifisering av uønskede hendelser, tas det utgangspunkt i foreliggende informasjon fra problembeskrivelse og grunnundersøkelser. Identifisering av miljømål er svært viktige i denne prosessen.

Det er i utgangspunktet ofte nyttig å definere hvilke tidshorisonter det er naturlig å arbeide ut fra, og om ambisjoner og miljømål vil endres ved å anvende andre tidshorisonter.

Ved planlegging av grunnundersøkelsene bør mulige uønskede hendelser som kan oppstå fra de foreliggende forurensningskilder forsøkes identifisert. Både hypoteser om spredning og hypoteser om mulige hendelser danner grunnlaget for planlegging av undersøkelsene.

Både problembeskrivelsen og planleggingen av grunnundersøkelsene vil normalt fokusere på de mest sannsynlige uønskede hendelser og sannsynlige konsekvenser av disse. En risikoanalyse må imidlertid også omfatte analyser av mindre sannsynlige hendelser, og konsekvensene dersom disse skulle oppstå. Dersom sannsynligheten for en uønsket hendelse er liten, men konsekvensene store, kan dette likevel utgjøre en stor risiko.

4.2 Hendelser ved og i kilden

Ved og i kilden kan det foregå prosesser som både kan øke og redusere foreliggende risiko. Ofte vil en forurensning ha ligget noe tid før undersøkelsene blir foretatt, slik at det er mulig på bakgrunn av undersøkelser i felt å kunne si noe om biologisk tilgjengelighet, sannsynlighet for eksponering av mennesker og organismer og naturlige nedbrytningshastigheter.

Biologisk nedbryting kan både avta og økes over tid, avhengig av hvilke produkter som dannes under nedbrytning og hvor effektiv nedbrytningen er.

Det kan også eksistere barrierer som i dag avgrensner mulighetene for spredning av forurensninger. Disse barrierene kan på kort eller lengre sikt bli brutt ned og øke mulighetene for spredning. Årsaken kan være menneskeskapt (graving, bygging, ledningssanering, o.l.) eller naturlig (erosjon, flom, jordskjelv, spesielle klimatiske) forhold.

Slike hendelser må identifiseres og det må vurderes hvor sannsynlige de er over den tidshorizonten som risikoanalysen skal dekke.

4.3 Hendelser ved spredning og under transport

Spredning fra kilden kan være diffus slik at en mer eller mindre homogent avtakende konsentrasjon opptrer med avstand fra kilden. Mer normalt er det imidlertid at spredningen er styrt av ytre påvirkninger som terrengoverflate, permeabilitetsendringer (i fyllinger eksempelvis), barrierer som fjell, tette overflatedekker, grunnmurer, kaier osv. som kan lukke forurensningskildene effektivt i kortere eller lengre tid, men som også i stor grad kan påvirke den dominerende spredningsretningen. Eksempler på dette kan være konsentrerte strømmer av overvannsavrenning, grøfter for vann/avløp, drenasjesystemer eller kildehorisonter.

Alle mulige spredningsveier, også de mindre sannsynlige må identifiseres. Sannsynligheten for spredning via disse må vurderes innenfor den aktuelle tidshorizonten. Spredning vil ofte være en uønsket hendelse i seg selv, fordi mulighetene for overvåkning, kontroll og fjerning av miljøfremmede stoffer avtar.

4.4 Hendelser ved eksponering

Eksponering må vurderes både ut fra sannsynlighet og konsekvens. Når både kilde og spredning vurderes, må det gjøres en vurdering både av sannsynligheten for at en uønsket hendelse skal oppstå, og den direkte konsekvensen av eksponeringen.

I en situasjon der det er liten sannsynlighet for at en hendelse kan oppstå, men der konsekvensen av en slik hendelse er svært store, vil man fokusere på vurderingene av sikkerheten for at hendelsen ikke kan oppstå. Derimot i en situasjon der det er stor sannsynlighet og liten konsekvens, vil i større grad være rettet mot sikkerheten omkring konsekvensvurderingene.

5 Sannsynlighet for at uønskede hendelser oppstår

5.1 Generelt

Ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk er sannsynligheten for at eksponeringen finner sted ikke vurdert. Det forutsettes at den finner sted. Sannsynligheten er satt lik 1. I en trinn 1 risikovurdering er det derfor ikke nødvendig å vurdere sannsynlighet. I en trinn 2 eller 3 risikovurdering skal sannsynligheten for at uønskede hendelser oppstår vurderes.

Når mulige uønskede hendelser er identifisert, bestemmes hvilke som bør vurderes nærmere. Dette gjøres på bakgrunn av hvor stor sannsynligheten er for at de skal opptre, og konsekvensen av at de inntreffer. Lite sannsynlige uønskede hendelser med små konsekvenser, eller uønskede hendelser som dekkes av andre hendelser, behøver ikke følges opp videre.

Hendelser som følge av eksponering i eller like ved forurensningskilden er oftest de viktigste å vurdere, fordi disse i utgangspunktet kan ha størst konsekvenser. Mer komplisert og arbeidskrevende vil det være å vurdere sannsynligheten for at det kan opptre uakseptabelt høy belastning over kortere eller lengre tid og etter spredning eller transport gjennom andre medier eller i næringskjeden.

5.2 Sannsynlighet for spredning

Spredningsberegning vil ofte være et viktig grunnlag for å bestemme den sannsynlige eksponering av både menneske og økosystem. Modellene som benyttes for å bestemme de mest sannsynlige spredningsveier, baserer seg ofte på ideelle forhold med homogent jordprofil, kjemisk likevekt mellom fasene (jord, luft, vann), homogen fordeling av forurensingen, samt stasjonær strømning i mettet sone. Under reelle forhold vil jordprofilen være inhomogent og fasefordelingen ikke i kjemisk likevekt. Dette er forårsaket av den naturlige dynamikk i spredningsprosessene. I tillegg vil de klimatiske forholdene i Norden, som f.eks. frost og tele i jord og snøsmelting om våren, ha stor betydning for fluktuerende hydrologiske forhold.

På grunn av usikkerheter ved slike prosesser er det vanlig å benytte stoffspesifikk informasjon om fordeling mellom ulike faser (gass, vann og fast stoff). Dette er kritiske parametre for beregning av sannsynlige konsentrasjoner. De viktigste parametre for fordeling i et jordsystem er stedsspesifikke forhold som: pH, red/oks, jordas porøsitet, vann/luftfylt porevolum, leire og innhold av organisk karbon, samt stoffspesifikke forhold som vannløselighet (S), vann/jord fordelingskoeffisient eller adsorpsjonskoeffisient (K_d), og gass/væske fordampningskoeffisient eller Henrys konstant (H).

Forurensningskomponentene ved kilden kan inngå i ulike former for spredningsprosesser:

- fri fase-transport av ikke vandig væskefase (f.eks. tjære, olje og løsningsmidler).
- forurensningen kan løse seg i vannfasen og transporteres med den.
- forurensningen kan gå over i gassfasen og inngå i gassfase-transport.
- erosjon eller transport av partikulært materiale med vann- eller luftfasen.

Under transporten vil forurensningskomponentene utsettes for en rekke fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som enkeltvis eller til sammen, kan ha avgjørende betydning for komponentenes tilstand i grunnen. Disse prosessene omhandler bl.a. dispersjon, diffusjon, kompleksering, bionedbrytning, kjemisk oksidasjon, fotooksidasjon, ionebytting m.m.

I forurenset grunn sammenheng står følgende fasefordelings- og transportprosesser sentralt:

- fasefordeling av forurensningskomponentene mellom poregass, porevann og jord.
- fasefordeling av forurensningene mellom jord og planter.
- fasefordeling av forurensningene mellom ulike medier (vann, jord, luft) og organismer (fisk/skalldyr eller terrestriske).
- transport av flyktige miljøgifter til innendørs luft.
- transport av forurensninger fra det aktuelle forurensningsområdet til grunnvann.
- transport av forurenset grunnvann til overflatevann (innsjø, elv og fjord).

Transport av overflateforurensning ved direkte avrenning i flomsituasjoner, flo/fjære påvirkninger, spesielle klimatiske forhold som lang tids tørke eller ekstra mye nedbør, o.l kan ha avgjørende betydning for risikoen i forbindelse med forurenset grunn. Disse hendelsene må vurderes stedsspesifikt og lar seg ikke generalisere.

En grunnforurensning har, som vist på figur 7, tre sentrale spredningsveier som kan føre til eksponering av mennesker og miljø:

- flyktige forbindelser kan gå over i poreluften og ved diffusjon nå overflaten (inneluft).
- vannløselige forbindelser kan gå over i porevannet og deretter spres videre med grunnvannet til drikkevann og via grunnvann til overflatevann og videre til fisk, eller via porevann til planter.
- forurensningen kan spres som partikler ved binding til jord og jordpartikler.

I tillegg foregår det indirekte eksponering ved at for eksempel mennesker spiser planter og fisk.

Overflateavrenning fra forurensninger i overflatejord og spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i spredningsbetraktningene.

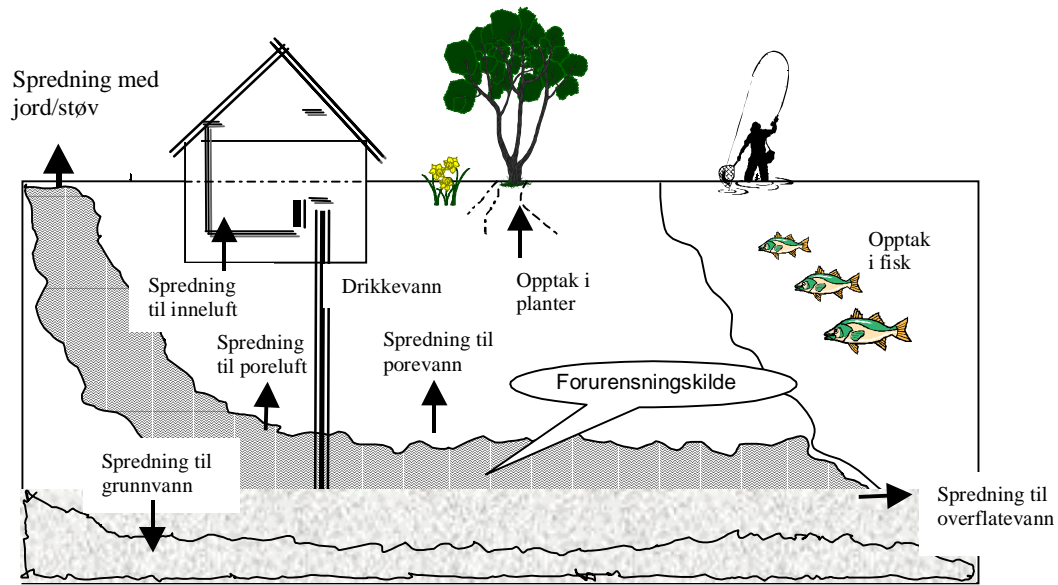
De fleste av disse prosessene kan beskrives matematisk på bakgrunn av laboratorieforsøk. Det er imidlertid vanskeligere å forutsi de enkelte prosessers betydning i naturen, spesielt når man skal ta hensyn til at alle prosessene foregår samtidig. Matematisk beskrivelse blir ytterligere komplisert ved det faktum at mange stoffer har vært lagret i grunnen i lang tid, og at mobiliteten derved er endret og at stoffene ofte forekommer i blandinger.

I tillegg til rene transport og reaksjonsmekanismer i jord, vann og gass, vil forurensningen kunne foreligge som fri organisk fase, partikkelbundet eller kompleksbundet til organisk stoff løst i vann.

Disse problemstillingene må identifiseres ved planleggingen av grunnundersøkelsene, slik at følgende forhold kan belyses:

- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av direkte eksponering.
- sannsynligheten for at uønsket spredning forekommer i seg selv.
- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av eksponering under eller etter spredning/transport.
- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av eksponering etter at spredning har nådd fram til et definert punkt (mennesker, fisk eller andre organismer).

Det kan også vurderes, i den grad det er datagrunnlag tilgjengelig, om den faktiske sannsynlighet er stor eller liten ut fra de sikkerhetsfaktorer som er valgt for de ulike beregninger. Det er svært viktig at en har kontroll med sikkerheten i beslutningsgrunnlaget på ethvert stadium i risikoanalyseprosessen.



Figur 7. Illustrasjon av en mulig spredning fra en forurensningskilde til grunnvann, poreluft, fast fase, resipient og planter. Overflateavrenning fra forurensning i overflatejord og spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i modellverktøyet.

6 Konsekvenser av at uønskede hendelser inntreffer

6.1 Generelt

Konsekvensvurdering er siste elementet som inngår i grunnlaget for en utvidet risikoanalyse. Det gjøres en vurdering av hvilke konsekvenser som vil eller kan oppstå om eksponering i de forventede konsentrasjonene forekommer.

6.2 Konsekvenser for mennesker

I beregningen av konsekvenser for mennesker inngår en eksponeringsvurdering og en human toksikologivurdering. Man har i de norske retningslinjene valgt å utarbeide normverdier for mest følsom arealbruk og da forutsatt at mennesker eksponeres for forurensningen via følgende eksponeringsveier:

- oralt inntak av jord eller støv.
- hudkontakt med jord eller støv.
- innånding av støv.
- innånding av gasser gjennom kjeller i bolighus plassert på eiendommen.
- inntak av drikkevann fra grunnvannsbrønn lokalisert på området.
- inntak av grønnsaker og korn dyrket på området.
- inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient.

Følgende eksponeringsveier ble utelatt fordi de normalt er påvist å utgjøre mindre enn 5% av den totale eksponeringen:

- hudkontakt med drikkevann (dusjing).
- innånding ved dusjing.
- hudkontakt via utendørs bad.

Det skal nevnes at det er knyttet usikkerhet til hvorledes eksponering via inntak av kjøtt og melk skal vurderes. Denne eksponeringsveien er ikke tatt med ved etablering av normverdier for mest følsom arealbruk.

I en utvidet risikovurdering vil man kunne bestemme hvilke av de ovennevnte eksponeringsveiene som er aktuelle å inkludere, samt varigheten av eventuell eksponering i forhold til de som ligger inne i modellen. I kapittel 11 beskrives beregningsmetodikken for hver enkelt eksponeringsvei slik at man i hvert enkelt tilfelle kan ta hensyn til aktuelle eksponeringsveier. Dersom man i enkelttilfeller finner at andre eksponeringsveier enn de som er presentert i veiledningen er vesentlige, må disse selvfølgelig tas med.

6.3 Konsekvenser for økosystemet

6.3.1 Jord/poreluft

Ved konsekvensvurdering brukes i trinn 1 og 2 målte konsentrasjoner i forurensede masser for beregning av eksponering til organismer. Konsentrasjonene sammenlignes med normverdiene for jord. Dersom flere miljøgifter er påvist, kan en tilnærming for additiv toksisitet benyttes. Dette forutsetter at man har oversikt over alle de miljøgiftene som er til stede, at disse er 100% biotilgjengelige og at ingen av stoffene har samvirkende eller motvirkende effekter, eller at et stoff fungerer som løsningsmiddel for et annet og dermed medfører økt mobilitet (biotilgjengelighet).

Normverdiene for økosystemet er bestemt fra økotoksikologiske laboratoriestudier med de rene kjemiske stoffene. Disse kan ha en større mobilitet og biologisk tilgjengelighet enn de forurensningene som har ligget lenge i grunnen. For å ta hensyn til biotilgjengelighet, mulig ukjente stoffer og eventuelle synergieffekter, anbefales det at toksisitetstester av forurenset jordmasse eller porevann som et minimum benyttes i en trinn 3 risikovurdering. Toksisiteten av en kontrolljord (lignende uforurenset masse) sammenlignes med toksisitet målt på den forurensete massen. I den grad det er mulig at forurensningen akkumuleres i organismer eller planter, bør det vurderes om det ikke også skal foretas undersøkelser rundt slike forhold i en trinn 3 risikovurdering.

6.3.2 Vann

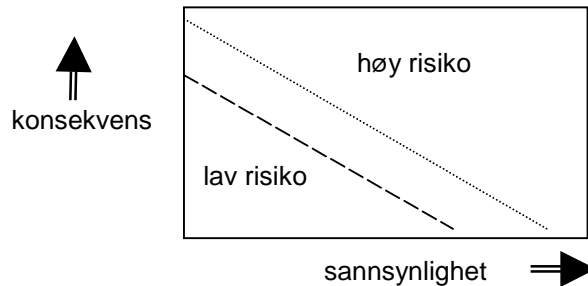
Ved vurdering av spredning til vann måles eller beregnes forventede konsentrasjoner i resipienten. Basert på disse konsentrasjonene vurderes konsekvenser for organismer i vann for vannkvaliteten i en kilde som skal benyttes til drikkevann, badevann, fisk/rekreasjon e.l.. Beregningene som er beskrevet i kapittel 10, kan benyttes både i en trinn 1 og 2 risikoanalyse. Dersom stedsspesifikke forhold kan forventes å være ugunstigere enn det som er lagt til grunn i modellene som er benyttet, må dette tas hensyn til. Om mulig bør konsentrasjonene måles i grunnvannsbrønner eller lignende. Dersom det vurderes som sannsynlig at forurensningene spres til grunnvann/overflatevann bør det også vurderes om eventuelle uønskede hendelser kan skade organismer, kan akkumuleres i næringskjeden og derved gi skader, eller gi konflikt med lokale miljømål (for eksempel med hensyn på planlagt bruk av vannressursene). SFTs veiledning 97:03 og 97:04 gir retningslinjer for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann og fjorder/kystfarvann. Sosial- og helsedepartementets forskrift om vannforsyning og drikkevann inneholder krav til vannkvalitet som skal benyttes til vannforsyning og drikkevann. For stoffer som ikke inngår i SFTs veiledning 97:03 og 97:04, og der kapittel 14 inneholder relevante data, kan disse benyttes til å bestemme akseptkriterier for akvatiske organismer.

Dersom forurensning av grunnvann eller annen resipient (vann eller sediment) er påvist, kan effekten måles direkte. Dette er spesielt aktuelt i en trinn 3 risikovurdering. Potensialet for akkumulering i næringskjeden bør også vurderes på trinn 3. På samme måte må også tidsaspektet vurderes slik at det tas hensyn til sannsynlig høyeste eksponering som forventes å forekomme.

7 Risikoanalyse

7.1 Generelt

Risiko er en funksjon av sannsynligheten for og konsekvensen av uønskede hendelser. Ved å vurdere sannsynligheten for og tilhørende konsekvens beskrevet for ulike mulige uønskede hendelser, framkommer risikoen. Det blir da mulig å se hvilke kombinasjoner av sannsynlighet og konsekvens som representerer størst risiko. Dette gjøres ved å etablere et risikobilde over de uønskede hendelsene, illustrert i figur 8. Dette blir så grunnlaget for en videre prioritering og risikovurdering av eksisterende forurensning i forhold til hva som kan aksepteres, kapittel 8.



Figur 8. Risiko er en funksjon av sannsynlighet og konsekvens.

Figur 8 illustrerer den samlede risiko, basert på økt sannsynlighet langs X-aksen og økt konsekvens langs Y-aksen. Normalt defineres de ulike nivåer kvalitativt, mens den samlede risiko bli mer faglig vurdert. Det kreves som oftest et nokså stort datagrunnlag for å kunne tallfeste sannsynlighet og tilhørende konsekvens, noe som svært sjeldent er mulig i sammenheng med forurenset grunn.

7.2 Helserisikoanalyse

7.2.1 Human toksikologi

En risikoanalyse i forhold til helse inkluderer en:

- systematisk analyse av sannsynligheten for at noen av de stoffene som inngår i grunnforurensningen skal kunne eksponeres til mennesker.
- bestemmelse av konsentrasjoner som mennesket kan forventes å eksponeres for av aktuelle stoffer, og om mulig, sannsynligheten for at dette forekommer.
- vurdering av dose/respons, det vil si konsekvensen for det mennesket som eksponeres.

Beregning av akseptabel dose gjøres enten med utgangspunkt i en kronisk eksponering eller en integrert livstidseksponering (eksponering over hele livsløpet), avhengig av stoffenes egenskaper. Integrert livstidseksponering benyttes for gentoksiske kreftfremkallende stoffer, mens kronisk eksponering brukes for alle andre stoffer (ikke gentoksiske kreftfremkallende/ikke kreftfremkallende). Metodikken som benyttes er beskrevet i detalj i kapittel 13.

Ved bestemmelse av akseptabel terskeldose benyttes toksikologiske referanseverdier for de aktuelle stoffene. Når mennesker eksponeres for en forurensning via vann eller jord, benyttes en terskelverdi uttrykt som maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) for å bestemme akseptabel terskeldose i jord. For innånding, benyttes en referanse luft- konsentrasjon. For gentoksiske kreftfremkallende stoffer er det ikke mulig å angi en helsemessig sikker dose, da selv små doser vil øke sannsynligheten for at alvorlig sykdom oppstår. Her benyttes ekstrapoleringsmodeller (lineær i lavdoseområdet) som bestemmer akseptabel sikkerhet ut fra en livstidseksponering til stoffet. En slik modell vil overestimere kreftfaren for en rekke

stoffer, men vil ikke ta hensyn til samvirkende effekter. En akseptabel kreftisiko på 1 krefttilfelle per 10^5 mennesker er benyttet.

7.2.2 Drikkevannsinteresser

I de tilfellene hvor det fins lokale miljømål i form av at en vannkilde (grunnvann eller overflatevann) planlegges brukt til drikkevann i fremtiden, benyttes helsemyndighetenes kriterier for råvannkilder til drikkevannsformål for overflatevann, og de til enhver tid eksisterende drikkevannskriterier for grunnvann. Det må kontrollberegnes eller tas prøver for å kontrollere om drikkevannskriteriene vil kunne overskrides i en gitt forurensningssituasjon.

7.3 Økotoksikologisk risikoanalyse

7.3.1 Terrestriske organismer

For å sikre at jordas funksjoner er beskyttet, fokuseres det på å beskytte mesteparten av de jordlevende artene som er naturlig til stede. Samtidig vet man at jord i likhet med andre deler av økosystemet har en stor grad av selvrensningsevne, men det forutsetter at den har et levende mikroorganismesamfunn.

Valg av akseptabel type test (vekst, overlevelse, reproduksjon) kan være vanskelig fordi det er begrenset tilgang på kunnskap mhp:

- ulike stoffers effekt på terrestriske organismer.
- hvilke terrestriske organismer som må være til stede for å opprettholde kritiske funksjoner i jord.
- i hvor stor grad jordas økosystem kan forstyrres før nødvendige funksjoner for ulike former for arealbruk ødelegges.

For bestemmelse av normverdier for jord er tilgjengelig informasjon om ulike relevante stoffers effekt på terrestriske organismer benyttet. Forutsetningen har vært at slik informasjon er tilgjengelig på tre trofiske nivåer og at det har vært nok informasjon tilgjengelig om testene og kvaliteten på disse til at toksisiteten kan bestemmes i grunnen (mg/kg jord). Følgende type data foretrekkes:

- mikroorganismer (nitrifikasjonstest/respirasjonstest, organiske stoffer og tungmetaller og Microtox, tungmetaller).
- planter (spiretester, f.eks. salat).
- dyreorganismer (meitemark i jord og/eller, spretthaler i jord/poreluft (*Collemboler*)).

Der slike data ikke fins, ekstrapoleres det mellom akvatiske og terrestriske organismer. I en slik ekstrapolering benyttes jord/vann fordelingskoeffisienten (K_d). De K_d -verdiene som er benyttet ved bestemmelse av normverdier for jord er oppgitt i kapittel 14. Ved stedsspesifikk risikovurdering bør denne typen data bestemmes for å komme nærmere den reelle situasjonen.

Jordkvalitetsnormene er utviklet ved å bestemme organismenes akseptable terskeldose for ulike stoffer ($PNEC_{jord}$). Denne bestemmes ved å ekstrapolere resultatene av toksisitetstester fra et begrenset antall arter. Det er ønskelig å beskytte jordlevende organismer innen ovennevnte tre trofiske nivåer. Tilgjengelige litteraturdata er benyttet og da datagrunnlaget ofte er mangelfullt har det vært nødvendig å ekstrapolere fra et mer begrenset utvalg av data. Det har for alle stoffene som inngår som normverdier vært nødvendig å benytte sikkerhetsfaktorer avhengig av kvaliteten på datagrunnlaget (kapittel 12.1, tabell 5).

I områder der det er spesielt følsomme eller sjeldne arter som skal bevares, må det gjennomføres en spesiell risikovurdering mhp. disse. For ville dyr, fugler og kjæledyr vil det være

naturlig å vurdere eksponering av disse etter samme lest som man vurderer human eksponering, gjennom vann, jord, luft og planter. I litteraturen vil man for en del arter kunne finne informasjon om opptaksmengder og toksikologiske referanseverdier.

For stoffer der normverdiene er basert på akvatiske data forventer man en mer konservativ normverdi enn den ville vært dersom terresteriske data hadde vært tilgjengelige. Nyere data fra terresteriske tester bør derfor benyttes for å justere disse verdiene etter hvert som kvalitetssikret informasjon (GLP tester) blir tilgjengelig.

Økotoksdata som er benyttet for utledning av normverdier, stammer fra laborietester utført med rene stoffer. For tungmetaller er testene i tillegg oftest utført med bruk av mer vannløselige salter (klorider eller sulfater) enn de forbindelsene man oftest finner i jord. Stoffene som har ligget i grunnen over lang tid oppfører seg ofte annerledes og er som oftest mindre biotilgjengelige enn de som har vært benyttet i laborieforsøkene. Adsorpsjon til jordmatriks, delvis omdannelse/nedbrytning, kompleksbinding osv. endrer egenskapene. Ved utarbeidelse av normverdiene har det på grunn av mangel på data vært mulig å ta hensyn til dette. Derfor vil toksisitetstesting av forurenset jord i laboriet, kunne gi helt andre resultater enn dem man har beregnet fra laborieforsøk. Spesielt på trinn 3 i en risikovurdering kan toksisitetstester på feltprøver være nyttige i vurdering av mer reell miljørisiko i forhold til terresteriske organismer.

7.3.2 Akvatiske organismer

Miljøeffekten på nærliggende resipienter enten det er overflatevann eller grunnvann, vurderes på trinn 2, ved å sammenligne beregnede eller målte konsentrasjoner i grunnvann eller overflatevann med akseptkriterier etablert på bakgrunn av lokale miljømål (Kap. 6.3.2). Beregningene kan, dersom lokale forhold forventes å være på linje med eller ugunstigere enn de modellene som ligger til grunn for normverdigberegningene, foretas etter beskrivelsene som er gitt i kapittel 12. Beregnet konsentrasjon kan deretter sammenlignes med lokale miljømål eller toleransedosen, PNEC for akvatiske organismer. For vannløselige stoffer vil man vanligvis vurdere akutte effekter sett i forhold til sannsynlig maksimalkonsentrasjoner. For lite vannløselige og persistente stoffer vil akkumulering i næringskjeden kunne oppstå, og kroniske effekter må vurderes.

7.4 Risikoanalyse for materielle verdier

Grunnforurensning kan også påvirke økonomiske interesser. Om det skal utvikles boliger eller industri på lokaliteten kan det være relevant å utføre risikoanalysen også for uønsket påvirkning som omfatter materielle verdier. Eksempler på slike kan være:

- priseffekter på tomteverdien som følge av kunnskapen om forurensning på området.
- økte kostnader ved utvikling av området.
- mer direkte effekter, som korrosjon og setninger.
- eksplosjonsfare som følge av gassansamling i kjellerrom og avløpskummer (for eksempel metan fra søppeldeponier).
- økonomiske følger av tiltak som båndlegger bruk av areal over tid.

8 Miljømål og akseptkriterier

8.1 Miljømål

Allerede i problembeskrivelsen bestemmes aktuelle miljømål for lokaliteten.

Risikoen må vurderes i forhold til dagens og mulige fremtidige konflikter. Det betyr at faren for spredning av forurensningen må undersøkes og i hvilken grad konsentrasjonen eller mengden av forurensningene er i konflikt med de lokale mål. Lokale mål vil det oftest være naturlig å avklare og drøfte med kommunen, spesielt hvis endret arealbruk er aktuelt.

Miljømål kan være nasjonale og generelle, for eksempel som vist i publikasjoner fra SFT for tilstandsklasser for vannforekomster eller generelle miljøambisjoner satt opp av miljøvernmyndighetene (SFT, Direktoratet for naturforvaltning, Miljøverndepartementet, Fylkesmannen osv.). I tillegg har kommuner og regioner direkte og indirekte krav og mål i form av reguleringsplaner, kommuneplaner, hovedplaner for vann og avløp, vassdragsplaner, kystsonerplaner osv.

Det må tas hensyn til lokale mål som:

- planlagte arealbruk (eventuelt endringer) for området eller omkringliggende områder.
- planlagt utnyttelse av grunnvann.
- planlagt utvikling av nærliggende resipient til bedre kvalitet.

Spredning av forurensninger kan forekomme uten at omfanget isolert sett får merkbare negative effekter, eller risikoanalysen tilsier at en ikke kommer i umiddelbare konflikter med definerte miljømål. Det kan likevel være ønskelig å sette i verk tiltak mot spredning av forurensning, om den undersøkte kilde er en av flere forurensningskilder til samme resipient. Det vil også i seg selv være lite ønskelig å spre miljøfremmede stoffer i naturen, selv om effekten isolert sett ikke er betydelig.

Det kan likeledes være et miljømål å holde en resipient på et eksisterende lavt forurensningsnivå, selv om moderate forurensningstilførsler ikke vil gi målbare effekter, som endret tilstandsklasse e.l. Det kan også være viktig å arbeide for bedring av en moderat eller dårlig tilstand i et vassdrag ved å gjennomføre vidtgående tiltak på en lokalitet som i dag betyr relativt lite for tilstanden i resipienten, men som kan representere et av flere bidrag til gjennomføring av en nødvendig samlet forbedring på sikt.

Lokale miljømål skal legges til grunn når det skal etableres operative mål (akseptkriterier). Miljømålene inneholder ambisjonene for lokaliteten og eventuelt påvirkede resipienter. Miljømålene kan f.eks. gå ut på at en overflatevannkilde skal kunne fungere til drikkevannsformål, eller holde badevannskvalitet. Et annet miljømål kan være at artsmangfoldet i et område skal gjenopprettes eller opprettholdes. På grunnlag av de lokale miljømålene formuleres det så akseptkriterier som man forholder seg til. Akseptkriteriene skal formuleres slik at valg av løsninger og effekt av tiltak kan evalueres.

Hvilke typer biologiske prosesser/organismer som bør beskyttes ved ulike typer anvendelse av jord er sammenstilt i tabell 4. Tabellen viser primære og sekundære organismer. De sekundært belastede organismene er de som påvirkes indirekte gjennom inntak av jord eller planter med forhøyet forurensning.

Tabell 4. Biologiske prosesser og organismer som bør beskyttes ved ulik anvendelse av jord.

Reguleringsformål	Anvendelse av jord	Overordnede mål ¹⁾²⁾	Primærorganismer	Sekundærorganismer
Bygge- og fornyelses-områder	Bolig, sport, park, turveg, grønnsakshager	Ikke redusere produksjonskapasitet	Mikroorganismer	Mennesker og husdyr
Vern av vassdrag og sjøområder	Vern av spesielle biotoper og definerte økosystem	Ikke påvirke vernetede organismer negativt	Alger, krepsdyr og fisk	Amfibier, fugler og pattedyr
Natur- og friluft	Rekreasjon landskapsvern eller reservat	Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt	Terrestriske mikroorganismer	Mennesker og (hus)dyr
Landbruk	Beiteområder, skogbruk, eng	Opprettholde produksjon, eksisterende arts mangfold	Mikroorganismer i jord, planter, dyr	Mennesker og (hus)dyr
Trafikkområder og industri	Tildekkede arealer	-	-	Mennesker og dyr
Fellesområder	Leke-/ oppholdsområder	Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt	Mikroorganismer i jord	Mennesker og husdyr
Spesialområde	Båndlagte områder, ulikt tilgjengelig allment	Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt		Mennesker
Fareområder	Utilgjengelig allment	-	-	-

1) For alle anvendelser av jord, med unntak av fareområder, gjelder i tillegg målet om å opprettholde jordas selvrennings-evne.

2) Indikatororganismer på tre trofiske nivå (mikroorganismer, planter og laverestående dyr) brukes for å dokumentere mål-oppnåelse hvor generelle ambisjoner er eksplisitt formulert.

8.2 Akseptkriterier

Akseptkriterier er en konkretisering av miljømål. Basert på ambisjonsnivå for jord, vann og luft, vil de konkrete akseptkriteriene være definerte grenseverdier, eksempelvis normverdiene for jord, drikkevannskriterier, badevannskriterier, definerte nivåer for tilstandsklasse av overflatevann, arbeidstilsynets grenser for innemiljø, luktterskler, generelle helsesrelaterte kriterier, osv.

Akseptkriteriene vil bl.a. være basert på de til enhver tid gjeldende forskrifter, standarder og normer med utgangspunkt i lokale miljømål eller ambisjoner/mål for en lokalitet. Som et hjelpemiddel har SFT utarbeidet et sett normverdier for jord for mest følsom arealbruk (tabell 1). Disse forutsetter at det er tatt hensyn til et definert sett med eksponeringsveier for mennesker, og at jord og økosystem er beskyttet. Normverdiene har som utgangspunkt at lokaliteten skal kunne anvendes uten noen form for restriksjoner mhp. fremtidig arealbruk. Flere detaljer er beskrevet i Del III.

9 Risikovurdering

Risikovurderingen skal ta utgangspunkt i:

- konklusjoner fra risikoanalysen.
- identifiserte akseptkriterier.

Som del av problembeskrivelsen gjøres det mer eller mindre "intuitive" risikovurderinger, ved at det tas beslutninger om det er behov for å arbeide videre med eller om saken kan avsluttes. I dette kapitlet omtales en mer systematisk risikovurdering som bl.a. gjennomføres for å klarlegge behov for tiltak og risikovurdering etter at tiltak er gjennomført.

Forenklet risikovurdering består i å sammenligne forurensningskonsentrasjoner i undersøkte områder med gjeldende normverdier for forurenset grunn. Normverdiene uttrykker et forurensningsnivå som med stor grad av sikkerhet gir trygghet for at man ikke får effekter som påvirker menneskers liv og helse, samt ivaretar miljøkvaliteter, uansett bruk av det aktuelle området.

Utvidet risikovurdering (trinn 2 eller 3) skal gi svar på hvorvidt det er behov for tiltak eller ikke, og eventuelt hvilken type tiltak. Resultatene fra risikoanalysen vurderes da opp mot akseptkriterier. Akseptkriteriene utarbeides med basis i planlagt arealbruk, miljømål for området, eventuelt supplert med ambisjoner om miljøkvalitet og ønsket naturtilstand, eller andre mål som er kommet fram i prosessen.

Risikovurderingen kan gi en av følgende konklusjoner:

- behov for videre undersøkelser.
- behov for tiltak, kontroll eller overvåking.
- avslutning av saken med eller uten arealbruksbegrensninger.

Behov for videre undersøkelser.

Videre undersøkelser foretas når det ikke er mulig på basis av eksisterende informasjonsgrunnlag å trekke sikre nok konklusjoner. Det må f.eks. tas flere prøver, andre forurensningsstoffer må vurderes, det må tas prøver i sesonger/under spesielle klimatiske forhold eller identifiserte problemstillinger må undersøkes nærmere. I noen tilfeller kan det være enklere og rimeligere å gjennomføre tiltak enn å fortsette med detaljerte undersøkelser. Dette vil da kunne være styrende for konklusjonen og skal i så fall klart gå fram i konklusjonene.

Behov for tiltak og overvåking.

Dersom risikovurderingen konkluderer med at det er behov for undersøkelser eller tiltak, lages det en handlingsplan, for supplerende undersøkelser og for å finne de mest kost/effektive tiltakene som kan redusere risikoen til et akseptabelt nivå. Når en forventer at naturlige prosesser reduserer risikoen av forurensningen på sikt, kan et akseptabelt tiltak bestå i kontroll og overvåking av tilstanden i grunnen. Tidsperspektivet for et slikt tiltak må oppgis.

Avslutning av saken.

Dersom risikovurderingen er tilfredsstillende utført, og konklusjonen er at det ikke er behov for tiltak eller arealbruksrestriksjoner, kan saken avsluttes. Er konklusjonen derimot at området er forurenset, men tiltak er ikke nødvendig fordi det forventes en naturlig nedbrytning av forurensningene, eller det forventes liten eller ingen fare for spredning under eksisterende forhold, må dette tinglyses, og det må dokumenteres hvor man kan finne mer detaljert informasjon om disse forholdene.

Del III Detaljert informasjon

10 Beregningsalgoritmer for spredning/transport

10.1 Fasefordeling av forurensningene

10.1.1 Generelt

Det antas at fordelingen mellom fast stoff i jord (jord), vann i jord (porevann) og luft i jord (poreluft) er i likevekt og at det ikke er noen fri fase av forurensningene. Fasefordelingen mellom jord og vann, og mellom vann og luft er de viktigste som må bestemmes.

10.1.2 Fasefordeling mellom jord og vann

Alle stoffer har stoffspesifikke egenskaper som har stor betydning i forhold til deres oppførsel i jord. For organiske stoff er oktanol-vann fordelingskoeffisienten (P_{ow}) en nøkkelparameter. For tungmetaller, er fordelingskoeffisienten mellom jord og vann (K_d) en nøkkelparameter. For stoffer som har ligget i jord, vet vi at disse parametrene vil endres over tid pga. aldringsprosesser. Nye forurensninger vil oppføre seg annerledes en eldre forurensninger. Som utgangspunkt for en risikovurdering vil likevel de stoffspesifikke egenskapene som forutsetter ny forurensning, danne et godt utgangspunkt. Fasefordelingen mellom jord og vann baserer seg på ligning 1.

$$C_w = C_s \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right]^{-1} \quad (1)$$

der:

- C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).
- C_s = forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg).
- K_d = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).
- θ_w = vanninnhold i jord (l vann/l jord).
- θ_a = luftinnhold i jord (l luft/l jord).
- H = Henrys konstant.
- ρ_s = jordas tetthet (kg/l).

Tungmetaller

For uorganiske stoffer (her: tungmetaller), vil K_d verdien være jordartsavhengig. Det ville bety at den måtte bestemmes for de lokale forhold. For å unngå dette, benyttes K_d -verdier for tungmetaller som er hentet fra Naturvårdsverket (1996a). Da Naturvårdsverket valgte K_d -verdier for tungmetallene, ble de verdiene som var benyttet av US EPA gjennomgått, likeledes ble CSOIL og HESP gjennomgått. Data ble sammenliknet med data fra svenske undersøkelser (Statens Geotekniska Institut) og IAEA. For kvikksølv og kadmium ble det gjennomført spesielle litteraturstudier. Sammen med en del svenske kjemikere valgte man så "konservative" verdier som kunne benyttes for hele Sverige. Senere tids gjennomgang av resultater fra utlekkings tester for bly, kadmium, kvikksølv og kobber viste at de valgte verdiene var konservative (Elert, 1999).

Organiske miljøgifter

For organiske stoffer er K_d -verdien avhengig av jordas innhold av organisk stoff (f_{oc}) og stoffets oktanol-vann fordelingskoeffisient (P_{ow}). Følgende algoritmer gjelder:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (2)$$

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log P_{ow} - 0,84 \quad (3)$$

der:

$$\begin{aligned} K_{oc} &= \text{organisk karbon-vann fordelingskoeffisient (l/kg).} \\ f_{oc} &= \text{fraksjon organisk karbon i jord.} \\ P_{ow} &= \text{oktanol-vann fordelingskoeffisient.} \end{aligned}$$

10.1.3 Fasefordeling mellom vann og luft

Konsentrasjonen av flyktige stoffer i poreluft antas å være i lineær likevekt med konsentrasjonen i porevann avhengig av stoffets gass/væske fordeling (Henrys konstant):

$$C_a = H \cdot C_w \quad (4)$$

der:

$$C_a = \text{forurensningskonsentrasjonen i poreluft ved kilden (mg/l).}$$

10.2 Fortynning/transport av ulike faser

10.2.1 Generelt

Fire hovedveier for transport av forurensninger er identifisert:

- transport av forurensningene fra kilden til innendørs luft.
- transport av forurensningene fra kilden til grunnvann.
- transport av forurensningene fra kilden til overflatevann (elv/bekk, innsjø, fjord).
- transport av forurensningene fra kilden til planter.

10.2.2 Transport fra forurensninger i jord til innendørsluft

Empiriske modeller benyttes for bestemmelse av konsentrasjoner i innendørsluft.

$$C_{ia} = DF_{ia} \cdot C_a \quad (5)$$

der:

$$\begin{aligned} C_{ia} &= \text{forurensningskonsentrasjonen i innendørs luft (mg/l).} \\ DF_{ia} &= \text{fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft.} \end{aligned}$$

Fortynningsfaktoren DF_{ia} bestemmes ved:

$$DF_{ia} = \frac{L \cdot A \cdot D}{V_{hus} \cdot I} \cdot (Z \cdot L + A \cdot D)^{-1} \quad (6)$$

der:

$$\begin{aligned} L &= \text{innlekkingshastigheten av poreluft (m}^3\text{/d).} \\ A &= \text{arealet under huset (m}^2\text{).} \\ D &= \text{diffusiviteten av luft i jord (m}^2\text{/d).} \\ V_{hus} &= \text{innvendig volum av huset (m}^3\text{).} \\ I &= \text{utskiftningshastigheten for luft i huset (d}^{-1}\text{).} \\ Z &= \text{dybden til forurensningene (m).} \end{aligned}$$

Diffusiviteten kan bestemmes ved:

$$D = D_0 \cdot \left[\frac{\theta_a^{\frac{10}{3}}}{\varepsilon^2} \right] \quad (7)$$

der:

$$\begin{aligned} D_0 &= \text{diffusiviteten i ren luft (m}^2\text{/d).} \\ \varepsilon &= \text{jordas porøsitet.} \end{aligned}$$

10.2.3 Transport fra forurensninger i jord til grunnvann

For bestemmelse av normverdier benyttes en forenklet modell der man ikke tar hensyn til nedbrytning eller fortynning med lateral dispersjon. Da man ser bort fra lateral dispersjon vil ikke forurensningskildens bredde i forhold til grunnvannstrømmens retning ha noen effekt på konsentrasjonen i grunnvannet. Denne inngår derfor ikke i nedenforstående beregninger.

Konsentrasjonen av forurensninger i grunnvannet kan bestemmes ved:

$$C_{gw} = DF_{gw} \cdot C_w \quad (8)$$

der:

$$\begin{aligned} C_{gw} &= \text{forurensningskonsentrasjonen i grunnvann (mg/l).} \\ DF_{gw} &= \text{fortynningsfaktor fra porevann til grunnvann.} \end{aligned}$$

Fortynningsfaktoren DF_{gw} bestemmes ved:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_{mix} + (L_{gw} + X) \cdot I} \quad (9)$$

der:

$$\begin{aligned} L_{gw} &= \text{lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning (m).} \\ I &= \text{infiltrasjonshastigheten (m/år).} \\ k &= \text{jordas hydrauliske konduktivitet (m/år).} \\ i &= \text{hydraulisk gradient (m/m).} \\ d_{mix} &= \text{tykkelsen av blandingssonen i akviferen (m).} \\ X &= \text{avstand fra det forurensede området til brønnen (m).} \end{aligned}$$

Tykkelsen av blandingssonen i akviferen kan bestemmes ved:

$$d_{mix} = \sqrt{0,0112 \cdot (L_{gw} + X)^2} + d_a \left[1 - \exp\left(-\frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_a}\right) \right] \quad (10)$$

der:

$$d_a = \text{tykkelsen av akviferen (m).}$$

10.2.4 Transport fra forurenset grunnvann til overflatevann

Grunnvannet antas å strømme inn i en innsjø, en elv eller fjord med en gitt teoretisk oppholdstid. Konsentrasjonen i overflatevann kan derved bestemmes ved:

$$C_{sw} = DF_{sw} \cdot C_{gw} \quad (11)$$

der:

$$C_{sw} = \text{forurensningskonsentrasjonen i overflatevann (mg/l).}$$

$$DF_{sw} = \text{fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann.}$$

Fortynningsfaktor DF_{sw} bestemmes ved:

$$DF_{sw} = \frac{Q_{di}}{Q_{sw}} = \frac{k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}}{Q_{sw}} \quad (12)$$

der:

$$Q_{di} = \text{grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet (m}^3\text{/år).}$$

$$Q_{sw} = \text{vannføring i overflatevannet (m}^3\text{/år).}$$

$$L_{sw} = \text{bredden av det forurensete området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen (m).}$$

For innsjøer kan vannføringen beregnes ved:

$$Q_{sw} = V_{sw} \cdot k_t \quad (13)$$

der:

$$V_{sw} = \text{innsjøens volum (m}^3\text{).}$$

$$k_t = \text{teoretisk oppholdstid i innsjøen (år}^{-1}\text{).}$$

10.2.5 Transport fra forurensninger i jord til planter

Følgende beregningsmodell er adoptert for organiske forurensninger:

$$BCF_{stengel} = 10 \left((0,95 \cdot \log P_{ow} - 2,05) + 0,82 \right) \cdot 0,784 \cdot 10^{-0,434 \frac{(\log P_{ow} - 1,78)^2}{2,44}} \quad (14)$$

der:

$$BCF_{stengel} = \text{biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt).}$$

og

$$BCF_{rot} = 10^{(0,77 \cdot \log P_{ow} - 1,52)} + 0,82 \quad (15)$$

der:

$$BCF_{rot} = \text{biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt).}$$

Den totale plantekonsentrasjonsfaktoren K_{pl} , som beskriver forholdet mellom konsentrasjonen i planten og konsentrasjonen i jorden (mg/kg plante) / (mg/kg jord), kan bestemmes ved:

$$K_{pl} = (BCF_{stengel} \cdot f_{blad} + BCF_{rot} \cdot f_{rot}) \cdot \left(\frac{\rho_s}{\theta_w + K_d \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a} \right) \quad (16)$$

der:

f_{blad} = fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
 f_{rot} = fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.

Av dette fremgår det at $f_{blad} + f_{rot} = 1$. Normalt antas det at inntaket av grønnsaker består av 50% blad/stengelgrønnsaker og 50% rotgrønnsaker.

11 Beregningsalgoritmer for helserisiko

11.1 Generelle betraktninger

Kronisk eksponering beregnes for ikke gentoksiske stoffer, mens integrert livstidseksponering benyttes for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

For de fleste eksponeringsveier, er kronisk eksponering basert på eksponering av barn (0-6 år). Integrert livstidseksponering er basert på gjennomsnitts eksponering av et barn (0-6 år) og eksponering av en voksen person (7-64 år). For barn og voksne har vi henholdsvis benyttet en kroppsvekt på 15 og 70 kg.

For alle eksponeringsveiene ligger den største usikkerheten i hvor biotilgjengelige de ulike stoffene som mennesker eksponeres for er. Sannsynligheten for at mennesket eksponeres har man ikke tatt hensyn til. For mest følsom arealbruk er biotilgjengeligheten satt til 100%.

11.2 Eksponeringsveier

11.2.1 Oralt inntak av jord og støv

Med oralt inntak menes direkte inntak av jord eller inntak via jord eller støv via fingre og hender som puttes i munnen. Dette inntaket regnes for å være størst hos små barn. Referansejordkonsentrasjonen for inntak fra jord, C_{is} (mg/kg) beregnes etter følgende ligning:

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is}} \cdot 10^6 \quad (17)$$

der:

- TRV = toksikologisk referanseverdi (mg/(kg·d)). MTDI for ikke gentoksiske stoffer og risiko basert daglig inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer, TDI (tolererbart daglig inntak).
- R_{is} = daglig jordinntak per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids jordinntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids jordinntak jord for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig jordinntak per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{is} = \frac{DI_{is} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (18)$$

der:

- DI_{is} = gjennomsnittlig daglig jordinntak (mg/d).
- f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (d/år).
- KV = kroppsvekt (kg).

11.2.2 Hudkontakt med jord og støv

Med eksponering via hudkontakt menes forurensninger som fester seg på huden, går gjennom huden og blir tatt opp i blodet. Det er stor variasjon fra menneske til menneske når det gjelder kontakten med jord. Hudkontakt med jord og støv antas i de fleste tilfelle å skje både inne i hus (støv) og i friluft. Eksponeringsberegningen baserer seg på mengden jord pr. overflateenhet hud, eksponert hudareal, eksponeringstid og hudgjennomtrengelighet.

Referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord, C_{du} (mg/kg) uttrykkes ved følgende ligning:

$$C_{du} = \frac{TRV}{f_{du} \cdot R_{du}} \cdot 10^6 \quad (19)$$

der:

- f_{du} = relativ stoffspesifikk absorpsjonsfaktor for hudopptak. Dette er forholdet mellom absorpsjon via huden og absorpsjon via fordøyelsen.
 R_{du} = daglig hudeksponering per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids hudeksponering for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids hudeksponering for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig hudeksponering per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{du} = \frac{DI_{du} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (20)$$

der:

- DI_{du} = gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord (mg/d).

11.2.3 Innånding av støv

Med innånding av støv menes innånding av partikler <10 µm. Større partikler fester seg på flimmerhår i luftveiene og transporteres bort fra lungene og svelges. Denne eksponeringsveien anses å være av liten betydning sammenliknet med oralt inntak av støv. For alle forurensetninger er bidraget fra innånding av støv funnet å være mindre enn 1% av det totale inntaket, mens helsefare ved innånding av spesielt lungetoksiske stoffer kan være av betydning. Viktige parametre for eksponering er mengden av partikler i fraksjonen som respireres, pustehastighet og eksponeringstid. De faktorer som omfatter selve innåndingen er velkjente, og det finnes alment aksepterte beregningsalgoritmer. Dersom en toksikologisk basert referansekonsentrasjon for luft er tilgjengelig benyttes følgende metode for beregning av referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv, C_{id} (mg/kg):

$$C_{id} = \frac{RfC}{f_{exp} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6 \quad (21)$$

eller der slike verdier ikke fins, gjøres et estimat av eksponeringen:

$$C_{id} = \frac{TRV}{R_{id}} \cdot 10^6 \quad (22)$$

der:

- RfC = toksikologisk referansekonsentrasjon (mg/m³) for ikke gentoksiske stoffer og risikobasert konsentrasjon for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 C_{ad} = gjennomsnittlig konsentrasjon av støv i innåndet luft (mg/m³).
 R_{id} = daglig innånding av støv per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids innånding for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids innånding for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig innånding av støv per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{id} = \frac{C_{ad} \cdot PH \cdot LR \cdot f_{exp}}{KV} \quad (23)$$

der:

$$\begin{aligned} PH &= \text{pustehastighet (m}^3/\text{d)}. \\ LR &= \text{lungeretensjon (\%)}. \end{aligned}$$

11.2.4 Innånding av gasser

Med gasser menes her flyktige forurensninger som kan transporteres til atmosfæren eller inn i bygninger. Viktige faktorer for eksponering er transporthastighet fra jord, fortykning i innendørsluft, pustehastighet og eksponeringstid. Eksponeringen beregnes ut fra luftkonsentrasjonen, lungekapasitet og eksponeringstid. Problemer med å beregne eksponeringen skyldes her problemer med å beregne konsentrasjoner i inne- og uteluften. De faktorer som omfatter selve innåndingen er velkjente og det finnes allment aksepterte beregningsalgoritmer. Den lungeventilasjonen som benyttes tilsvarer hvile eller lett arbeid. Kun gasser som kommer inn i bygninger vurderes. For stoffer hvor en referanse luftkonsentrasjon er tilgjengelig, kan referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser fra poreluft for denne eksponeringsveien, C_{iv} (mg/kg), beregnes som vist nedenfor:

$$C_{iv} = \frac{RfC}{f_{exp} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \cdot 10^{-3} \quad (24)$$

Der slike referanse-luftkonsentrasjoner ikke finnes, beregnes C_{iv} som vist nedenfor:

$$C_{iv} = \frac{TRV}{R_{iv} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \quad (25)$$

der:

$$\begin{aligned} R_{iv} &= \text{daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt ((m}^3/(\text{kg}\cdot\text{d})) / (\text{g/m}^3)), \\ &\text{langtids innånding for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids} \\ &\text{innånding for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.} \\ DF_{ia} &= \text{fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft beregnet i henhold til} \\ &\text{ligning (6).} \end{aligned}$$

Daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{iv} = \frac{PH \cdot f_{exp}}{KV} \cdot 10^{-3} \quad (26)$$

11.2.5 Inntak av drikkevann

Viktige parametre for eksponering fra drikkevann er konsentrasjonen i vannet og inntaket av drikkevann. Der konsentrasjonen i grunnvannet som benyttes til drikkevann enkelt kan måles og man med stor sikkerhet kan konstatere at den målte konsentrasjonen representerer den aktuelle konsentrasjonen man kan forvente i grunnvannet, bør dette selvsagt gjøres, og disse dataene bør benyttes.

Eksponeringen beregnes på grunnlag av WHO's verdier for daglig inntak av drikkevann: 1 liter for barn og 2 liter for voksne. TDI-verdier benyttes for de aktuelle stoffene. Disse divideres med gjennomsnittlig daglig vanninntak for å finne fram til mulig eksponering.

Referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann (grunnvann), C_{iw} (mg/kg) beregnes etter følgende formel:

$$C_{iw} = \frac{TRV}{R_{iw}} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{gw}} \quad (27)$$

der:

- R_{iw} = daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt (l/(kg·d)), langtids inntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 DF_{gw} = fortynningsfaktoren for porevann til grunnvann beregnet i henhold til ligning (9).

Daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{iw} = \frac{DI_{iw} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (28)$$

der:

- DI_{iw} = gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann (l/d).

11.2.6 Inntak av grønnsaker produsert på stedet

Med inntak av grønnsaker menes her inntak av grønnsaker som er dyrket på stedet. I denne vurderingen er inntak ved opptak i røttene tatt med, ikke eksponering fra forurenset støv på plantene. Viktige parametre er oppkonsentrering i planten, inntak av grønnsaker og fraksjon av inntak av grønnsaker som er dyrket på det forurensete området. Referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker, C_{ig} , (mg/kg), beregnes etter følgende formel:

$$C_{ig} = \frac{TRV}{R_{ig} \cdot f_h \cdot K_{pl}} \quad (29)$$

der:

- R_{ig} = daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt (kg/(kg·d)), langtids inntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 f_h = fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensete området.
 K_{pl} = total plantekonsentrasjon beregnet i henhold til ligning (16).

Daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{ig} = \frac{DI_{ig} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (30)$$

der:

- DI_{ig} = gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker (kg/d).

11.2.7 Inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient

Til bruk i risikovurdering mhp human helse, mhp inntak av miljøgifter via fisk og skalldyr benyttes det MTDI verdier samt et antatt gjennomsnittlig inntak av fisk og skalldyr tilsvarende 0,5 kg/uke for barn og 1 kg/uke for voksne. Beregningen av referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk og skalldyr, C_{if} (mg/kg) utføres etter følgende beregningsalgoritme:

$$C_{if} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot C_f} \quad (31)$$

$$C_{if} = \frac{BCF_{fisk} \cdot \rho_s \cdot DF_{sw} \cdot DF_{gw}}{\theta_w + K_d \cdot \rho_s + \theta_a \cdot H} \quad (32)$$

$$C_{if} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot BCF_{fisk}} \cdot \frac{1}{DF_{gw} \cdot DF_{sw}} \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right] \quad (33)$$

der:

- R_{if} = daglig inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt (kg/(kg·d)).
 f_f = fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient.
 BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)).

Daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{if} = \frac{DI_{if} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (34)$$

der:

- DI_{if} = gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr (kg/d).

Bestemmelse av BCF fra et stoffs oktanol/vann fordelingskoeffisient gjennomføres etter ligning (35).

$$BCF_{fisk} = P_{ow} \cdot I \quad (35)$$

der:

- I = fettinnhold av fisk (%).

11.2.8 Bestemmelse av total eksponering

For beregning av total human eksponeringskonsentrasjon, C_{he} (mg/kg), forutsettes det en additiv virkning, og beregning av total eksponeringskonsentrasjon for mest følsom arealbruk gjøres etter følgende formel:

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{gw}} + \frac{1}{C_{ig}} + \frac{1}{C_{if}}} \quad (36)$$

der:

- C_{is} = referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord.
 C_{du} = referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord.
 C_{id} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv.
 C_{iv} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser.
 C_{iw} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann.
 C_{ig} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker.
 C_{if} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr.

En slik beregning innebærer at det ikke tas hensyn til at stoffer ofte virker på ulike måter avhengig av om man snakker om direkte inntak eller f.eks. innånding av støv.

12 Beregningsprotokoll for økologisk risiko

12.1 Basert på terrestriske data – organiske stoffer

Det benyttes to metoder for å ekstrapolere fra terrestriske data. Hvilken metode som benyttes avhenger av tilgjengelig datamengde og kvalitet.

1. Sikkerhetsfaktorer (små datasett).

Ved små datasett benyttes den laveste tilgjengelige toksisitetsverdien og sikkerhetsfaktorer fra 1-1000, FAME = "Factorial application method". Sikkerhetsfaktorene for det terrestriske miljøet er utledet på samme måte som tilsvarende metoder for akvatiske data. Sikkerhetsfaktorenes størrelse avhenger av type test, antall trofiske nivåer og usikkerheter knyttet til bestemmelse av miljøeffekter basert på laboratoriedata (tabell 5).

Hvis kun en terrestrisk test er tilgjengelig (meitemark eller planter), skal risikovurderingen utføres både basert på denne terrestriske testen og basert på omregning fra akvatiske data (kapittel 12.3). Den laveste PNEC-verdien av disse to brukes deretter i videre risikoanalyser.

Tabell 5. Sikkerhetsfaktorer for beregning av PNEC for det terrestrisk miljøet.

Tilgjengelig informasjon	Sikkerhetsfaktor
1) L(E)C ₅₀ verdier fra akutte giftighetstester (f.eks. planter, meitemark eller mikroorganismer)*	1000
2) NOEC verdi fra en kronisk giftighetstest (f.eks. planter) i tillegg til 1)	100
3) NOEC verdier fra kroniske tester fra to trofiske nivåer i tillegg til 1)	50
4) NOEC fra kroniske tester for 3 organismer fra to trofiske nivåer i tillegg til 1)	10
5) Felt data/data fra modell økosystem	Vurderes fra tilfelle til tilfelle

* Tre "trofiske" nivåer

2. Statistisk fordeling (tilstrekkelig datasett).

Når et tilstrekkelig datasett med terrestriske data er tilgjengelig benyttes en statistisk fordelingsmetode, DIBAEX = "distribution based extrapolation method", for å beregne normverdier. Denne metoden er basert på følgende 3 antagelser:

1. Variasjonen i sensitiviteten til de ulike artene (artsspesifikke NOEC verdier) følger en spesifikk fordelingsfunksjon, dvs. log-normal fordeling.
2. Toksisitetsdataene som benyttes representerer sensitiviteten til de ulike artene i økosystemet. Av statistiske årsaker er det anbefalt å basere ekstrapoleringen på eksperimentelle NOEC verdier for minst 5 arter fra nærstående taksonomiske grupper. Hvis minst 5 NOEC verdier ikke er tilgjengelig benyttes FAME istedenfor.
3. Beskyttelsen av en bestemt fraksjon av organismene beskytter både funksjon og struktur av økosystemet.

For de stoffene det er beregnet normverdier for, inneholder kap. 14 de data som er benyttet. Terrestriske data er benyttet til bestemmelse av PNEC der PNEC er listet under terrestriske data.

12.2 Basert på terrestriske data – uorganiske stoffer

For uorganiske stoffer (tungmetaller) er det vanlig å utføre toksisitetstester på løste salter. Her blir testorganismene umiddelbart eksponert. NOEC-verdiene fra disse testene reflekterer derfor ikke de NOEC-verdiene som naturlig forekommer i miljøet. Videre vil kompleksbinding av metaller til jord, ulike eksponeringsveier, evnen noen organismer har til å regulere opptak og utskillelse av metaller og evnen til å tilpasse økte konsentrasjoner, gjøre at NOEC-fordelingen ikke bare kan antas å være forårsaket av sensitivitetsvariasjonen til de ulike artene. De to ekstrapoleringsmetodene som beskrevet over blir derfor ikke benyttet for metaller. En direkte evaluering av de laveste rapporterte NOEC og EC_x verdiene for de individuelle organismene blir benyttet samtidig som en forsøker å ta hensyn til de uorganiske stoffenes skjebne, biotilgjengelighet og bakgrunnskonsentrasjon i miljøet.

12.3 Omregning fra akvatiske data – organiske stoffer

I de tilfellene hvor en ikke har data fra terrestriske organismer benyttes en ekstrapoleringsmetode basert på akvatiske data. Denne metoden er basert på en likevekstfordeling mellom jord og vann og følgende to forutsetninger:

1. Biotilgjengeligheten og dermed toksisiteten av forurensingsstoffene på organismene i jord er kun bestemt ved konsentrasjonen i porevannet i jorden.
2. Effekten på terrestriske organismer forårsaket av at kjemikaliene kan adsorberes til jordpartikler er det ikke tatt hensyn til.

Med denne metoden beregnes PNEC_{jord} basert på PNEC_{vann} og fordelingskoeffisienten mellom jord og vann (K_d):

$$PNEC_{jord} = PNEC_{vann} \cdot K_d \quad (37)$$

Eksperimentelle verdier for K_d foretrekkes, og helst at disse kan knyttes opp mot stedsspesifikke forhold. Slike K_d verdier er imidlertid sjeldent tilgjengelige. K_d kan da estimeres basert på K_{oc} (organisk karbon-vann fordelingskoeffisient) og fraksjon organisk karbon i jorden (f_{oc}), se ligning (2). Rapporterte K_d verdier kan imidlertid benyttes hvis f_{oc} er kjent. Denne verdien korrigeres da i forhold til f_{oc} for modelljorden etter samme ligning. Der K_{oc} data ikke er tilgjengelige kan P_{ow} (oktanol/vann fordelingskoeffisient) data benyttes. K_{oc} beregnes etter ligning (3). Denne ekstrapoleringsmetoden er egnet for hydrofobe stoffer. For løste (dissosierte) stoffer må fraksjonen av det uløste stoffet være kjent. Denne fraksjonen avhenger av stoffets dissosiasjonskonstant (pK_a) og jordas pH-verdi. Justert K_d beregnes etter ligning (38).

$$K_{d, justert} = K_d / (1 + 10^{(pH - pK_a)}) \quad (38)$$

For hvert enkelt stoff i kapittel 14 fremgår det når PNEC terrestrisk er beregnet fra akvatiske data ved at denne er listet under akvatiske data.

13 Beregning av normverdier for mest følsom arealbruk

13.1 Spredning og transport

13.1.1 Fasefordeling

I beregning av normverdier benyttes ligningene i kapittel 10.1.2 og 10.1.3 til å bestemme fasefordelingen mellom jord, poreluft og porevann. Ved beregning av normverdier for jord benyttes en modelljord med egenskaper som vist i tabell 6.

Tabell 6. Egenskapene til modelljorden benyttet for beregning av normverdier for jord.

Symbol	Parametre	Verdi	Enhet
θ_w	vanninnhold i jord	0,2	l vann/l jord
θ_a	luftinnhold i jord	0,2	l luft/l jord
ρ_s	jordas tetthet	1,7	kg/l
f_{oc}	fraksjon organisk karbon i jord	0,01	-

13.1.2 Spredning/transport

Fra jord til innendørsluft.

Ved bestemmelse av normverdier for jord bestemmes konsentrasjonen i innendørsluft etter ligningene i kapittel 10.2.2. Det er foreslått å benytte et sett med standardparametre for å beregne fortynningsfaktoren til innendørsluft (tabell 7).

Forurensningens dybde og jordas porøsitet er nøkkelparametre som bestemmer jordas vanninnhold og derved påvirker fortynningsfaktoren for innendørs luft. En forurensning som ligger 0,2 m under overflaten vil for eksempel for sand ($\epsilon = 0,35$) ha en $DF_{ia} = 1:1300$ ($\theta_w = 0,11$, $\theta_a = 0,23$) og for leire ($\epsilon = 0,45$) ha en $DF_{ia} = 1:22000$ ($\theta_w = 0,39$; $\theta_a = 0,05$). Ved bestemmelse av normverdiene blir fortynningsfaktoren til innendørsluft $DF_{ia} = 1:2000$.

Tabell 7. Parametre brukt til å beregne fortynningsfaktorer for innendørsluft ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parametre	Verdi	Enhet
L	innlekkingshastigheten av poreluft	2,4	m^3/d
A	arealet under huset	100	m^2
V_{hus}	innvendig volum av huset	240	m^3
I	utsiftningshastigheten for luft i huset	12	d^{-1}
Z	dybden til forurensningen	0,5	m
D_o	diffusiviteten i ren luft	0,7	m^2/d
ϵ	jordas porøsitet	0,4	-

Fra jord til grunnvann.

Konsentrasjonen i grunnvann bestemmes etter ligningene i kapittel 10.2.3. og man har valgt å sette avstanden til grunnvannsbrønnen lik 0 m, m.a.o. grunnvannsbrønnen er lokalisert på kilden. Data brukt i beregningene for normverdier tilsvarer derved data gitt i tabell 8. Ved disse verdiene blir fortynningsfaktoren for grunnvann, $DF_{gw} = 1:10$.

Tabell 8. Parametre brukt til å beregne fortynningsfaktoren av porevann i grunnvann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parametre	Verdi	Enhet
L_{gw}	lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning	50	m
I	infiltrasjonshastigheten	0,075	m/år
k	jordas hydrauliske konduktivitet	10^{-5}	m/s
i	hydraulisk gradient	0,02	m/m
d_{mix}	tykkelsen av blandingssonen i akviferen	5,87	m
d_a	tykkelsen av akviferen	10	m
X	avstand fra det forurensende området til brønnen	0	m

Fra grunnvann til overflatevann.

Konsentrasjonen i overflatevann beregnes etter ligningene i kapittel 10.2.4. og dataene i tabell 9 benyttes. Ved disse verdiene blir fortynningsfaktoren fra grunnvann til overflatevann, $DS_{sw} = 1:1840$.

Tabell 9. Parametre brukt til å beregne fortykning av grunnvann i overflatevann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parametre	Verdi	Enhet
Q_{sw}	vannføring i overflatevannet	500.000	$m^3/år$
L_{sw}	bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen	7,34	m
Q_{di}	beregnet grunnvannstrømning fra det forurensede området til overflatevannet	272	$m^3/år$

13.2 Eksponering

13.2.1 Helse

For beregning av eksponering benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttes kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.

Standardverdiene omtalt i dette kapitlet er avrundede tall. Se tabell 21 og 22 vedr. detaljerte "default verdier" som er benyttet som bakgrunn for beregning av normverdier.

Oralt inntak av jord og støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom direkte inntak av jord og støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.1, og til bestemmelse av R_{is} for mest følsom arealbruk benyttes data fra tabell 10. For mindre følsom arealbruk kan både inntak/dag og eksponeringstid reduseres. Dette gjelder også dersom jordkontakt er hindret av snødekke i deler av året, f.eks. for grøntareale/idrettsplass osv. kan man benytte 50 mg/d eksponering, 5 dager i uken over 6 sommermåned. Da multipliseres gjennomsnittlig daglig jordinntak med fraksjon av tiden f_{exp} . For beregning av normverdier for mest følsom arealbruk (tabell 10) benyttes 10 (mg/kg kroppsvekt · d) som langtids eksponering, og 1,5 mg/kg·d som integrert livstids inntak av jord. Eksponeringen av barn og voksne beregnes separat og den mest følsomme av de to velges.

Tabell 10. Parametre brukt til å beregne eksponering for oralt inntak av jord ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
DI_{is}	gjennomsnittlig daglig jordinntak	150	50	mg/d
f_{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
R_{is}	beregnet langtids jordinntak per kg kroppsvekt	10	0,7	mg/(kg-d)
R_{is}	beregnet integrert livstids inntak av jord per kg kroppsvekt	1,6		mg/(kg-d)

Hudkontakt med jord og støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom hudkontakt med jord og støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.2, og til bestemmelse av R_{du} for mest følsom arealbruk benyttes data i tabell 11. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden endres, f.eks. for grøntarealer, idrettsplasser osv. kan man benytte hhv. 27 og 15 d/år eksponeringstid for barn og voksne, istedenfor 80 og 45 som beskrevet i tabell 11. Dette gir 7 og 1 mg/kg-d for hhv. langtids hudeksponering av barn og integrert livstids hudeksponering sammenlignet med tallene i tabell 11.

Tabell 11. Parametre brukt til å beregne eksponering via av hudopptak ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
	eksponering for jord	5100	5100	mg/(m ² -d)
	eksponert hudareal	0,28	0,17	m ²
DI_{du}	gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord	1400	900	mg/d
f_{exp}	fraksjon eksponeringstid	80	45	d/år
R_{du}	beregnet langtids hudeksponering per kg kroppsvekt	21	1,5	mg/(kg-d)
R_{du}	beregnet integrert livstids hudeksponering per kg kroppsvekt	3,4		mg/(kg-d)

Innånding av støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom innånding av støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.3. og tabell 12 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering når det ikke er tilgjengelig data for referanse luft konsentrasjon. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden reduseres. F.eks. for grøntareale, idrettsanlegg osv. 5 dager pr. uke i 6 måneder anvendes, (122 dager/år, som fører til en langtids hhv. integrert livstids innånding for barn tilsvarende 0,0005 og 0,003 mg/(kg-d)).

Tabell 12. Parametre brukt for å beregne eksponering ved innånding av støv ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, der det ikke er tilgjengelige data for referanse luftkonsentrasjon.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
C_{ad}	konsentrasjon av støv i innåndet luft	0,041	0,041	mg/m ³
PH	pustehastighet	7,6	20	m ³ /d
LR	lungeretensjon	75	75	%
f_{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
R_{id}	beregnet langtids innånding av støv per kg kroppsvekt	0,016	0,009	mg/(kg-d)
R_{id}	beregnet integrert livstids innånding av støv per kg kroppsvekt	0,01		mg/(kg-d)

Innånding av gasser.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom innånding av gasser benyttes ligningene i kapittel 11.2.4. og tabell 13 viser oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering for mest følsom arealbruk. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden reduseres. F.eks. for grøntareale og idrettsanlegg, 5 d/uke i 6 måneder (122 dager) kan anvendes. Dette fører til 170 og 100 (mg/kg-d) hhv. for langtids eksponering barn og for integrert livstids innånding. For mest følsom arealbruk benyttes en fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft, $DF_{ia} = 1:2000$.

Tabell 13. Parametre brukt for å beregne eksponering ved innånding av gasser ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, der det ikke er tilgjengelige data for referanse luftkonsentrasjon.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
PH	pustehastighet	7,6	20	m ³ /d
f _{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
R _{iv}	beregnet langtids innånding av gasser per kg kroppsvekt	507	286	(mg/(kg-d)) / (g/m ³)
R _{iv}	beregnet integrert livstids innånding av gasser per kg kroppsvekt	307		(mg/(kg-d)) / (g/m ³)

Inntak av drikkevann.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom inntak av drikkevann benyttes ligningene i kapittel 11.2.5. og fortynningsfaktoren settes lik 1:10. Tabell 14 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering ved mest følsom arealbruk. Eksponering til drikkevann, forutsetter her at drikkevannet er hentet fra grunnvann. Dersom drikkevannet hentes fra nærliggende overflatevannskilde, beregnes konsentrasjonen i henhold til metoden beskrevet under inntak fra fisk og skalldyr og fortynningen beregnes eller bestemmes i henhold til beskrivelsen gitt i kapittel 10. Ved mindre følsom arealbruk der grunnvann ikke benyttes utelates denne eksponeringsveien.

Tabell 14. Parametre brukt for å beregne eksponering ved inntak av drikkevann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
DI _{iw}	Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann	1	2	l/d
f _{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
R _{iw}	beregnet langtids inntak av drikkevann per kg kroppsvekt	0,067	0,028	l/(kg-d)
R _{iw}	beregnet integrert livstids inntak av drikkevann per kg kroppsvekt	0,032		l/(kg-d)

Inntak av grønnsaker produsert på stedet.

Ved bestemmelse av eksponeringen gjennom inntak av grønnsaker produsert på området benyttes ligningene i kapittel 11.2.6. og man utgår fra at grønnsakene består av 50% rotgrønnsaker og 50% stengel/bladgrønnsaker. Tabell 15 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering for mest følsom arealbruk. Ved mindre følsom arealbruk, f.eks. for grøntareale eller idrettsanlegg, er det neppe aktuelt å dyrke grønnsaker som skal konsumeres, og da kan denne eksponeringsveien utelates.

Tabell 15. Parametre brukt for å beregne eksponering ved inntak av grønnsaker ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
f_h	fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området	0,3	0,3	-
f_{blad}	fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak	0,5	0,5	-
f_{rot}	fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak	0,5	0,5	-
Dl_{ig}	gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker	0,15	0,29	kg/d
f_{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
R_{ig}	beregnet langtids inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt	0,01	0,004	kg/(kg·d)
R_{ig}	beregnet integrert livstids inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt	0,005		kg/(kg·d)

Inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient.

Ved bestemmelse av eksponering fra inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipienter benyttes ligningene i kapittel 11.2.7. Tabell 16 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering ved inntak av fisk og skalldyr for mest følsom arealbruk. Ved mindre følsom arealbruk kan fraksjonen av inntaket av fisk/skalldyr fra nærliggende resipient reduseres eller eksponeringsveien defineres.

Tabell 16. Parametre brukt til å beregne eksponering ved inntak av fisk og skalldyr ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

Symbol	Parameter	Verdi		Enhet
		Barn	Voksen	
Dl_{if}	gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr	0,07	0,14	kg/d
f_{exp}	fraksjon eksponeringstid	365	365	d/år
f_f	fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient	1	1	-
l	fettinnhold av fisk	10	10	%
R_{if}	beregnet langtids inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt	0,005	0,002	kg/(kg·d)
R_{if}	beregnet integrert livstids inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt	0,002		kg/(kg·d)

Total eksponering.

Ved bestemmelse av total eksponering utføres beregningene etter ligningen i kapittel 11.2.8. og for mest følsom arealbruk inkluderes alle nevnte eksponeringsveier for å utlede normverdier for jord. Ved en stedsspesifikk risikovurdering inkluderes bare de eksponeringsveiene som er aktuelle for lokaliteten.

14 Bakgrunnsdata for utvalgte stoffer

14.1 Uorganiske miljøgifter/tungmetaller

For alle de uorganiske miljøgiftene/tungmetallene finnes det terrestriske giftighetsdata som er benyttet ved bestemmelse av normverdier for mest følsomt areal.

14.1.1 Arsen

Parameter	Data	Referanse
Økotoxikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	50 - 374 (mg/kg) 2 - 80 (mg/kg) 10 0,2 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	200 0,015 0,03	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
K_d	30 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV)	1,1 E - 03 (mg/(kg-d)) 6,0 E - 06 (mg/(kg-d))	IMM (1990) WHO (1993)
<u>Innånding</u> Gentoksisk kreftrisikobasert, RfC	2,5 E - 06 (mg/m ³)	WHO (1991)
<u>Hudkontakt</u> f_{du}	3,00 E - 0 2	WHO (1993)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,7 - 8,0	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,03 (mg/kg)	

14.1.2 Bly

Parameter	Data	Referanse
Økotoxikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	10-75000 (mg/kg) 10-1000 (mg/kg) 25 - >15996 (mg/kg) 1 10 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	650 0,001 0,03	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K_d	1000 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	1,0 E - 03 (mg/(kg-d))	UMS (1997)
<u>Innånding</u> RfC	5,0 E - 04 (mg/m ³)	WHO (1991)
<u>Hudkontakt</u> f_{du}	6,0 E - 03	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	8,5 - 107,4 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,03 (mg/kg)	

14.1.3 Cyanid Fri

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Dyr LC ₅₀	0,5 - 52 (mg/l)	IUCLID (1996)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Fisk LOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terrestrisk	0,005 - 0,01 (mg/l) 50 0,0001 (mg/kg)	Envichem (1995)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	10 0,883 0,798	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d	1 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	1,2 E - 02 (mg/(kg-d))	WHO (1993)
<u>Hudkontakt</u> f _{du}	3,0 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,1 (mg/kg)	

14.1.4 Kadmium

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terresterisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	2-1000 (mg/kg) 0,35-50 (mg/kg) 10-326 (mg/kg) 1 0,4 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3000 0,15 0,7	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d	30 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	1,0 E - 03 (mg/(kg-d))	WHO (1993)
<u>Innånding</u> Gentoks. RfC Kreftrisikobasert, RfC	5,0 E - 06 (mg/m ³) 5,6 E - 06 (mg/m ³)	WHO (1991) IRIS (1995)
<u>Hudkontakt</u> f _{du}	1,4 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,1 - 1,7 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.1.5 Kobber

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	10-1445 (mg/kg) 20-400 (mg/kg) 13-131 (mg/kg) 1 10 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	9300 0,1 0,1	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d	500 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	5,0 E - 01 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	6 - 27 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,02 (mg/kg)	

14.1.6 Krom (III & VI-verdig)

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	III: 26-260 (mg/kg) VI: 2,6-520 (mg/kg) III: 50-1360 (mg/kg) VI: 2-230 (mg/kg) III: 32-320 (mg/kg) VI: 2 (mg/kg) III: 1 VI: 1 III: 26 (mg/kg) VI: 2 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	10 (III & VI) 0,002 (III & VI) 0,02 (III & VI)	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d	2000 (l/kg) (III), 30 (l/kg) (VI)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) III	1,0 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) VI	1,0 (mg/(kg·d))	IMM (1990)
<u>Innånding</u> RfC VI Gentoks. kreftrisikob. RfC, VI	5,0 E - 05 (mg/m ³) 3,0 E - 07 (mg/m ³)	UMS (1997) UMS (1997)
<u>Hudkontakt</u> f _{du} III f _{du} VI	4,0 E - 02 9,0 E - 02	MDEP (1994) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier III	3,0 - 30 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser III	0,02 (mg/kg)	

14.1.7 Kvikksølv

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	1 - 100 (mg/kg) 1 - 50 (mg/kg) 0,121 - 1 (mg/kg) 1 0,1 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	200 0,015 0,03	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d Henrys konst.	200 (l/kg) 0,47	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	4,7 E - 04 (mg/(kg-d))	WHO (1993)
<u>Innånding</u> RfC	1,0 E - 03 (mg/m ³)	WHO (1991)
<u>Hudkontakt</u> f _{du}		MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,05 - 0,2 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.1.8 Nikkel

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	29 - 1470 (mg/kg) 6,25 - 335 (mg/kg) 50 - 85 (mg/kg) 1 6,25 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
<u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	10 0,07 0,1	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d	100 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	5,0 E - 03 (mg/(kg-d))	WHO (1993)
<u>Innånding</u> RfC Gentoks. kreftrisikobasert RfC	2,5 E - 05 (mg/m ³) 1,2 E - 05 (mg/m ³)	WHO (1991) UMS (1997)
<u>Hudkontakt</u> f _{du}	3,5 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	3,0 - 19 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,02 (mg/kg)	

14.1.9 Sink

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u>		
Mikroorganismer NOEC	32 - 626 (mg/kg)	Scott-Fordsmand og Pedersen (1993)
Planter NOEC	10 - 800 (mg/kg)	
Dyr NOEC	200 - 560 (mg/kg)	
Sikkerhetsfaktor	1	
PNEC	10 (mg/kg)	
<u>Akkumulering</u>		
BCF Fisk	500	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
BCF Stengel	0,1	
BCF Rot	0,4	
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u>		
K _d	100 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u>		
MTDI (TRV)	1,0 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
<u>Hudkontakt</u>		
f _{du}	2,0 E - 02	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	25 - 104 (mg/kg)	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2 Organiske miljøgifter

For PCB, plantevernmidlene (DDT og Lindan), mange av løsningsmidlene, bensen, toluen og etylbensen er det lite eller ingen terrestriske giftighetsdata tilgjengelig. PNEC terrestrisk er for disse stoffene beregnet fra akvatiske data.

14.2.1 Sum 16 PAH og benso(a)pyren

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u>		
	Σ PAH (mg/kg)	Benso(a)pyren (mg/kg)
Mikroorganismer NOEC	650	10-33
Planter NOEC	197-2000	1,5 - 3,3
Dyr NOEC	2000	19
Sikkerhetsfaktor	10 (-)	1 (-)
PNEC	19,7	1,5
<u>Akvatisk toksisitet</u>		
Alger, NOEC	-	0,005 (mg/l)
Krepsdyr, NOEC	-	0,0001 (mg/l)
<u>Akkumulering</u>		
log P _{ow}	-	6,4
BCF Fisk	-	28200
BCF Stengel	-	2,01
BCF Rot	-	1584
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u>		
K _d	-	9160 (l/kg)
K _{oc}	-	916000 (l/kg)
H	-	3,4 E - 05
Human toksikologi Benso(a)pyren		
<u>Oralt inntak</u>		
MTDI (TRV)	1,0 E - 03 (mg/(kg·d))	IMM (1990)
Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV)	1,4 E - 06 (mg/(kg·d))	UMS (1997)
<u>Innånding</u>		
RfC	1,1 E - 07 (mg/m ³)	WHO (1991)
<u>Hudkontakt</u>		
f _{du}	2,0 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	Σ 16 PAH: 0,005 - 0,8 (mg/kg) Benso(a)pyren: 0,015-0,157 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	Σ 16 PAH: 0,01 (mg/kg) Benso(a)pyren: 0,01 (mg/kg)	

14.2.2 Naftalen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	25-33 (mg/kg) 8-10 (mg/kg) 17 (mg/kg) 10 0,8 (mg/kg)	Jensen og Folker-Hansen (1995)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,3 229 4,14 12,5	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	20 (l/kg) 2000 (l/kg) 2,0 E - 02	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du}	4,0 E - 02 (mg/(kg·d)) 1,0 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2.3 Fluoren

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Meitemark NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	57 (mg/kg) 100 0,57 (mg/kg)	Jensen og Folker-Hansen (1995)
Akvatisk toksisitet Alger, EC ₅₀ Fisk, LC ₅₀	15,5 (mg/l) 5,15 (mg/l)	EnviChem
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	4,2 1622 6,27 53,5	EnviChem Naturvårdsverket(1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	138 (l/kg) 13800 (l/kg) 2,6 E - 03	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du}	4,0 E - 02 (mg/(kg·d)) 2,0 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2.4 Fluoranten

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Akvatisk toksisitet</u> Krepsdyr LC ₅₀	320 (mg/l)	EnviChem
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer, NOEC Planter, NOEC (blanding fluoranten, pyren og benso(a)antrasen) Sikkerhetsfaktor PNEC	200 (mg/kg) 10 (mg/kg) 100 0,1 (mg/kg)	Jensen og Folker-Hansen (1995)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	5,1 13200 5,3 266	EnviChem Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	1070 (l/kg) 107000 (l/kg) 6,6 E - 04	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du}	4,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2.5 Pyren

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC (blanding fluoranten, pyren og benso(a)antrasen) Sikkerhetsfaktor PNEC	100-1000 (mg/kg) 10 (mg/kg) 100 0,1 (mg/kg)	Jensen og Folker-Hansen (1995)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Fisk, NOEC	0,0026 (mg/l)	EnviChem
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	5,1 12900 5,33 261	EnviChem Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	1050 (l/kg) 105000 (l/kg) 4,51 E - 04	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du}	3,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2.6 PCB

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	0,01-0,2 (mg/l) 0,001 (mg/l) 0,0001 (mg/l) 50 0,003 (mg/kg)	Beck & Jaques (1993)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	6,0 47000 3,71 620,3	Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	1636 (l/kg) 163600 (l/kg) 3,4 E - 04	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV) <u>Hudkontakt</u> f _{du}	5,3 E - 06 (mg/(kg-d)) 1,3 E - 06 (mg/(kg-d)) 6,7 E - 02	Naturvårdsverket (1996a) (10% av bakgrunnseksp.) UMS (1997) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,003 - 0,03 (mg/kg)	Beck & Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg) pr. isomer	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.7 Pentaklorfenol

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	0,7 - 10000 (mg/kg) 1,0 - 32 (mg/kg) 3,0 - 32 (mg/kg) 1,0 0,7 (mg/kg)	Jensen & Folker-Hansen (1995)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger NOEC Krepsdyr/Fisk NOEC	0,1 (mg/l) 0,002 - 0,14 (mg/l)	EnviChem (1995) Beck og Jaques (1994)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	5,1 1250 5,42 247,3	Naturvårdsverket (1996a) Beck og Jaques (1993)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	5,7 (l/kg) 570 (l/kg) 5,8 E - 04	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftrisikob.(TRV) <u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikob. RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	3,0 E - 03 (mg/(kg-d)) 8,3 E - 05 (mg/(kg-d)) 7,5 E - 06 (mg/m ³) 1,1 E - 01	WHO (1993) UMS (1997) UMS (1997) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	<0,005 (mg/kg)	-
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg)	

14.2.8 DDT

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger LOEC Krepsdyr/Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	0,001 - 0,01 (mg/l) 0,0005 (mg/l) 50 0,04 (mg/kg)	Beck & Jaques (1993) EnviChem (1995) EnviChem (1995)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	6,2 30000 0,05 0,002	Jongbloed et al (1994)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	4086 (l/kg) 408600 (l/kg) 2,3 E - 03	UMS (1997)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftrisikob. (TRV)	1,0 E - 03 (mg/(kg-d)) 2,9 E - 05 (mg/(kg-d))	UMS (1997) UMS (1997)
<u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikob. RfC	7,0 E - 03 (mg/m ³)	UMS (1997)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,0003 - 0,02 (mg/kg)	Beck & Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,001 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.9 Lindan

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC	2 (mg/l)	EnviChem (1995)
Planter EC ₅₀ Dyr LC ₅₀	66,5 - > 1000 (mg/kg) 0,004-0,33 (mg/kg)	
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger LOEC EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	0,3 (mg/l) 0,2-2,5 (mg/l) 0,0008-16,5 (mg/l) 10 0,0005 (mg/kg)	EnviChem (1995) van der Meent og andre (1990)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,61 730 0,15 0,86	Jongbloed et al (1994)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	10,8 (l/kg) 1080 (l/kg) 2,92 E - 06	UMS (1997)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Kreftrisikobasert (TRV)	0,00033 (mg/(kg-d)) 0,0000075 (mg/(kg-d))	UMS (1997)
<u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikobasert, RfC	0,000026 (mg/m ³)	UMS (1997)
<u>Hudkontakt</u>		
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,002-0,03 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,001 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.10 Monoklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terresterisk toksisitet Mikroorganismer NOEC	17 (mg/l)	EnviChem (1995)
Akvatisk toksisitet Alger LOEC Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	120 (mg/l) 0,32 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg)	EnviChem (1995)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	2,8 40 2,48 5,07	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	2,04 (l/kg) 204 (l/kg) 1,8 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV)	9,0 E - 02 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
Innånding Gentoks. kreftrisikobasert, RfC	1,3 E - 01 (mg/m ³) 4,0 E - 01 (mg/m ³)	UMS (1997) UMS (1997)
Hudkontakt f _{du}	1,0 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,5 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.11 1,2-diklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terresterisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀	4 (mg/l)	EnviChem (1995)
Akvatisk toksisitet Alger LOEC Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	53 (mg/l) 0,37 (mg/l) 10 0,1 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,5 230 4,41 14,4	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	3,8 (l/kg) 380 9,0 E - 02	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV)	4,3 E - 01 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
Innånding RfC	2,6 E - 01 (mg/m ³)	UMS (1997)
Hudkontakt f _{du}	1,0 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,5 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.12 1,4-diklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀	5,3 (mg/l)	
Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	0,1 - 98 (mg/l) 0,1 - 0,76 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg)	EnviChem (1995) Kemikalieinsp. (1989)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,5 1800 4,31 13,6	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	5,2 (l/kg) 520 (l/kg) 0,13	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV)	1,1 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 04 (mg/(kg-d))	WHO (1993) UMS (1997)
Innånding RfC	1,5 E - 02 (mg/m ³)	UMS (1997)
Hudkontakt f _{du}	1,0 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,5 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.13 1,2,4-triklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Dyr	0,93 (mg/l)	
Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Modelløkosystem NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	1,4 - 36,7 (mg/l) 0,04 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996) Beck og Jaques (1993)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	4,2 1140 5,92 36,4	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	15 (l/kg) 1500 (l/kg) 1,1 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC	7,7 E - 03 (mg/(kg-d)) 9,0 E - 03 (mg/m ³)	WHO (1993) UMS (1997) MDEP (1994)
Hudkontakt f _{du}	8,0 E - 02	
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,2 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.14 1,2,4,5-tetraklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Akvatisk toksisitet		
Alger EC ₅₀	7,1 - 52,9 (mg/l)	EnviChem (1995)
Fisk LOEC	0,18 (mg/l)	
Sikkerhetsfaktor	100	
PNEC terresterisk ¹⁾	0,4 (mg/kg)	
Akkumulering		
log P _{ow}	4,9	Naturvårdsverket (1996a)
BCF Fisk	4830	
BCF Stengel	6,22	
BCF Rot	126,4	
Adsorpsjon/fasefordeling		
K _d	206 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
K _{oc}	20600 (l/kg)	
H	1,0 E - 02	
Human toksikologi		
Oralt inntak		
MTDI (TRV)	3,0 E - 04 (mg/(kg.d))	IRIS (1995)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.15 Pentaklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Akvatisk toksisitet		
Krepsdyr NOEC	0,01 (mg/l)	EnviChem (1995)
Sikkerhetsfaktor	50	
PNEC terresterisk ¹⁾	0,1 (mg/kg)	
Akkumulering		
log P _{ow}	5,2	Naturvårdsverket (1996a)
BCF Fisk	260000	
BCF Stengel	5,15	
BCF Rot	289,8	
Adsorpsjon/fasefordeling		
K _d	608 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
K _{oc}	60790 (l/kg)	
H	6,0 E - 02	
Human toksikologi		
Oralt inntak		
MTDI (TRV)	8,0 E - 04 (mg/(kg.d))	IRIS (1995)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.16 Heksaklorbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Planter NOEC Planter EC ₅₀ Dyr LC ₅₀	> 1 (mg/l) >1000 (mg/kg) >1000 (mg/kg)	EnviChem (1995)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	0,01 - 0,03 (mg/l) 0,0013 (mg/l) 10 0,05 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993) IUCLID (1996) EnviChem (1995)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	6,5 30000 4,05 522,1	Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	375 (l/kg) 37500 2,0 E - 02	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftfremk. (TRV)	3,0 E - 05 (mg/(kg·d)) 3,3 E - 05 (mg/(kg·d))	UMS (1997) WHO (1993)
<u>Innånding</u> RfC Gentoks. kreftfremk. RfC	3,0 E - 03 (mg/m ³) 2,0 E - 04 (mg/m ³)	UMS (1997) UMS (1997)
<u>Hudkontakt</u> f _{du}	1,3 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	0,0004 - 0,006 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.17 Diklormetan

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Planter NOEC	1000 - 2800 (mg/kg) 0,1 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Fisk LC ₅₀ Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	662 - 1000 (mg/l) 193 (mg/l) 1000 0,06 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	1,25 5,0 1,06 1,65	Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,3 (l/kg) 30 (l/kg) 8,0 E - 02	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftf. (TRF)	6,0 E - 03 (mg/(kg·d)) 1,3 E - 03 (mg/(kg·d))	WHO (1993) UMS (1994)
<u>Innånding</u> RfC	3,5 E - 01 (mg/m ³)	IMM (1990)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,05 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.18 Triklormetan

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Dyr LC ₅₀	125 - 1013 (mg/l) >1000 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	185 (mg/l) 0,02 (mg/l) 10 0,001 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	1,97 13 1,13 1,78	Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,56 (l/kg) 56 (l/kg) 1,6 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. krefft. TRV <u>Innånding</u> RfC Gentoks. krefft. RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	1,3 E - 02 (mg/(kg-d)) 1,64 E - 04 (mg/(kg-d)) 1,7 E - 02 (mg/m ³) 4,4 E - 04 (mg/m ³) 1,0 E - 01	WHO (1993) UMS (1997) UMS (1997) UMS (1997) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.19 Trikloretan

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
<u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Planter EC ₅₀ Dyr EC ₅₀	65 - 530 (mg/l) 1000 (mg/kg) 1000 (mg/kg)	EnviChem (1995)
<u>Akvatisk toksisitet</u> Alger NOEC Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	175 (mg/l) 0,15 (mg/l) 10 0,01 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	2,3 17 1,74 3,08	Naturvårdsverket (1996a)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,9 (l/kg) 90 (l/kg) 4,3 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	2,4 E - 02 (mg/(kg-d)) 5,4 E - 01 (mg/m ³) 1,0 E - 01	WHO (1993) IMM (1990) MDEP(1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.20 Tetrakloreten

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer LOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC	51 (mg/l) 32 (mg/kg) 50 0,64 (mg/kg)	EnviChem (1995) IUCLID (1996)
Akvatisk toksisitet Alger NOEC Krepsdyr/fisk NOEC	1 (mg/l) 0,45 (mg/l)	IUCLID (1996)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	2,8 77,1 1,96 3,61	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	3 (l/kg) 300 (l/kg) 7,1 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Gentoks. krefft. TRV Innånding RfC Gentoks. krefftremk. RfC Hudkontakt f _{du}	1,4 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 04 (mg/(kg-d)) 6,8 E - 01 (mg/m ³) 5,5 E - 03 (mg/m ³) 1,0 E - 01	WHO (1993) UMS (1997) IMM (1990) UMS (1997) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	-	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

14.2.21 1,1,1,Trikloreten

	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀ Planter NOEC Dyr LC ₅₀	8-18,2 (mg/l) 6,9 (mg/l) 4400 - 38554 (mg/kg)	Beck og Jaques (1993) EnviChem (1995) IUCLID (1996)
Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	5 - 669 (mg/l) 1,3 (mg/l) 10 0,13 (mg/kg)	IUCLID (1996), EnviChem (1996) IUCLID (1996)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	2,49 9 1,72 3,03	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	1,0 (l/kg) 100 (l/kg) 7,6 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du}	7,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 8,0 E - 01 (mg/m ³) 1,0 E - 01	UMS (1997) IMM (1990) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,01 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.22 Bensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet		
Mikroorganismer LOEC	92 (mg/l)	EnviChem (1995)
Planter	900 - 1300 (mg/l)	IUCLID (1996)
Dyr	105 - 120 (mg/kg)	
Akvatisk toksisitet		
Alger NOEC	600 (mg/l)	EnviChem (1995)
Krepsdyr NOEC	0,2 (mg/l)	IUCLID (1996)
Fisk NOEC	3,1 - 5,3 (mg/l)	
Sikkerhetsfaktor	50	
PNEC terresterisk ¹⁾	0,002 (mg/kg)	
Akkumulering		
log P _{ow}	2,1	Naturvårdsverket (1996a)
BCF Fisk	10,9	
BCF Stengel	1,32	
BCF Rot	2,15	
Adsorpsjon/fasefordeling		
K _d	0,57 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
K _{oc}	57 (l/kg)	
H	2,2 E - 01	
Human toksikologi		
Oralt inntak		
Gentoks. kreftrisk. (TRV)	3,3 E - 04 (mg/(kg·d))	UMS (1997)
Innånding		
RfC	1,3 E - 03 (mg/m ³)	IMM (1990)
Hudkontakt		
f _{du}	8,0 E - 02	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.23 Toluen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet		
Mikroorganismer LOEC	29 (mg/l)	EnviChem (1995)
Planter	2000 (mg/l)	IUCLID (1996)
Akvatisk toksisitet		
LOEC	105 (mg/l)	
Fisk LOEC	6 (mg/l)	
Sikkerhetsfaktor	10	
PNEC terresterisk ¹⁾	0,8 (mg/kg)	
Akkumulering		
log P _{ow}	2,7	Naturvårdsverket (1996a)
BCF Fisk	39	
BCF Stengel	2,2	
BCF Rot	4,24	
Adsorpsjon/fasefordeling		
K _d	1,3 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
K _{oc}	130	
H	2,5 E - 01	
Human toksikologi		
Oralt inntak		
MTDI (TRV)	2,2 E - 01 (mg/(kg·d))	WHO (1993)
Innånding		
RfC	4,0 E - 02 (mg/m ³)	IMM (1990)
Hudkontakt		
f _{du}	1,2 E - 01	MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.24 Etylbensen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer LOEC Planter EC ₅₀	12 (mg/l) 27 - 48 (mg/l)	IUCLID (1996) EnviChem (19959)
Akvatisk toksisitet Alger LOEC Krepsdyr/fisk LC ₅₀ Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾	33 (mg/l) 0,49 - 1030 (mg/kg) 100 0,7 (mg/kg)	IUCLID (1996) EnviChem (1995)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,1 86 3,4 8,48	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	2,2 (l/kg) 220 (l/kg) 3,2 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du}	1,0 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 02 (mg/m ³) 2,0 E - 01	WHO (1993) IMM (1990) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg)	

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.25 Xylen

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terrestrisk	0,35 - 1080 (mg/l) 1,3 (mg/l) 100 0,03 (mg/kg)	IUCLID (1996) EnviChem (1995)
Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,2 105 3,37 8,34	Naturvårdsverket (1996a)
Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H	2,6 (l/kg) 260 (l/kg) 2,5 E - 01	Naturvårdsverket (1996a)
Human toksikologi		
Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du}	1,8 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 02 (mg/m ³) 1,2 E - 01	WHO (1993) IMM (1990) MDEP (1994)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,005 (mg/kg)	

14.2.26 Alifater C5-C6

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Gjelder C ₅ – C ₈ Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	50 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,3 190 3,88 10,93	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	8 (l/kg) 800 (l/kg) 34	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	5 (mg/(kg·d)) 18,4 (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.27 Alifater >C6-C8

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Gjelder C ₅ – C ₈ Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	50 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,99 970 5,92 36,28	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	40 (l/kg) 4000 (l/kg) 51	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	5 (mg/(kg·d)) 18,4 (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.28 Alifater >C8-C10

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	100 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	4,89 7700 5,90 175,64	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	320(l/kg) 32000 (l/kg) 82	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.29 Alifater >C10-C12

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	100 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	5,78 60000 3,09 850,35	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	2500(l/kg) 250000 (l/kg) 130	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.30 Alifater >C12-C16

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	100 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	7,08 1200000 0,38 8531	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	50000 (l/kg) 5000000 (l/kg) 540	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.31 Alifater >C16-C35

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	100 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	9,30 200000000 0,0004 438322	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	10000000(l/kg) 1000000000 (l/kg) 6400	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	2 (mg/(kg·d)) m.d. (mg/m ³) 0,2	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.32 Metyltertiærbutyleter (MTBE)

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	60 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	1,30 2 0,69 1,12	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,082(l/kg) 8,2 (l/kg) 0,02	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	0,1 (mg/(kg·d)) 3 (mg/m ³) 0,1	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.33 1,2-dikloreten

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
Økotoksbasert normverdi, terrestrisk	60 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	1,48 3 0,79 1,23	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,12(l/kg) 12 (l/kg) 0,05	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> Gentoks kreft MTDI (TRV) <u>Innånding</u> Gentoks. kreft RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du}	0,001 (mg/(kg·d)) 0,00038 (mg/m ³) 0,1	Naturvårdsverket (1998)
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser		

14.2.34 1,2-dibrometan

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
	m.d.	
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	1,96 9,1 1,13 1,79	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	0,37(l/kg) 37 (l/kg) 0,03	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> Gentoks. kreft MTDI (TRV)	0,0000012 (mg/(kg·d))	Naturvårdsverket (1998)
<u>Innånding</u> Gentoks. kreft RfC Hudkontakt	0,000046 (mg/m ³)	
f _{du}	0,1	
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,004 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)

14.2.35 Tetraetylbley

Parameter	Data	Referanse
Økotoksikologi		
	m.d.	
<u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot	3,00 100 3,04 6,99	Naturvårdsverket (1998)
<u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H	4,18(l/kg) 418 (l/kg) 0,05	Naturvårdsverket (1998)
Human toksikologi		
<u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV)	0,0000001 (mg/(kg·d))	Naturvårdsverket (1998)
<u>Innånding</u> RfC Hudkontakt	m.d. (mg/m ³)	
f _{du}	0,1	
Rapp. norske bakgrunnsverdier	m.d.	
Deteksjonsgrenser	0,001 (mg/kg)	Naturvårdsverket (1998)

15 Definisjoner

Dette kapitlet inneholder definisjoner på de viktigste uttrykkene som er benyttet i rapporten, sortert alfabetisk.

ADI (Akseptabelt daglig inntak): Grenseverdi for hvor stor mengde av et kjemisk stoff man kan innta i løpet av en dag uten at det kan påvises at stoffet gir negativ effekt. Brukes generelt om tilsetningsstoffer.

Akseptkriterier: Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko. Akseptkriterier kan uttrykkes med ord eller være tallfestet.

Akutt giftig: Med akutte giftvirkninger menes hurtigvirkende og direkte giftvirkninger.

Akvifer: Vannførende lag i grunnen.

Analyseobjekt: Tekniske, organisatoriske, miljømessige og menneskelige systemer/forhold som omfattes av risikoanalysen.

Bakgrunnsnivå: Den konsentrasjon av et stoff som er naturlig til stede. Bakgrunnsnivået kan variere fra sted til sted.

BCF: Biokonsentrasjonsfaktor; forholdet mellom konsentrasjonen av en substans i miljøet og konsentrasjonen i en organisme ved likevekt.

Beslutningskriterier: Kriterier som har innvirkning på beslutninger som skal tas, f.eks. akseptkriterier, økonomiske rammebetingelser, tilgjengelig tid og hva som er politisk akseptabelt.

Bioakkumulering: Når et stoff bioakkumuleres i en organisme, opphopes stoffet i organismen (oftest i et organ) til en konsentrasjon som er høyere enn i det miljøet som omgir den (f.eks i vannet).

Biokonsentrasjon: Prosess som leder til høyere konsentrasjon av en substans i en organisme enn i miljøet organismen oppholder seg i.

Biologisk nedbrytning: Omdanning av organiske forbindelser til enklere forbindelser (som karbondioksid) ved hjelp av levende organismer. Organismene kan være mikroorganismer eller planter.

Biomagnifikasjon: Når et stoff biomagnifiseres stiger konsentrasjonen av stoffet ved overgang fra et ledd i næringskjeden (trofisk nivå) til det neste.

Biotilgjengelig: At et stoff er biotilgjengelig betyr at det er på en slik form at det er tilgjengelig for opptak i en levende organisme. Prosesser som kan redusere et stoffs biotilgjengelighet i vann er f.eks adsorpsjon til suspendert stoff, sedimenter, humussyrer og andre makromolekyler samt dannelse av kolloidale suspensjoner og kompleksdannelse.

Effekt: I denne sammenheng: Virkninger av grunnforurensning på miljø/menneske. Effekt kan være en målbar endring i jord eller resipient i forhold til forventet tilstand som følge av påvirkning fra forurenset grunn. Effekt omfatter både overkonsentrasjoner i forhold til naturlig

tilstand, og påvirkning på liv i bred forstand. Effekter kan være negative, positive eller nøytrale i forhold til liv og helse.

Eksposering: Kontakt mellom et kjemisk stoff og en organisme (menneske eller økosystem).

Eksposeringsrute/eksposeringsvei: Angir hvilke ruter et kjemisk stoff vil følge for å komme i kontakt med en organisme.

Eksposeringsvurdering: Bestemmelse av utslipp, utslippsmåter og mengde av utslipp, samt forvandling eller nedbrytning som er nødvendig for å beregne konsentrasjoner/doser som mennesker og økosystemet kan bli eksponert for.

Episode: Med episode forstår vi i denne sammenhengen uvanlige (ekstreme) hendelser som kan påvirke en grunnforurensning. Episoder kan ha stor betydning for risiko knyttet til grunnforurensninger som ellers er stabilisert under normale forhold. Det er spesielt grunn til å fokusere på værepisoder.

Estimering av eksponering: Et estimat av mengden og varigheten av kontakt mellom et kjemisk stoff og en mottaker (organisme).

Følsomme områder: Følsomme områder er områder hvor det er spesiell stor risiko for at mennesker kan utsettes for helseskade, eller områder hvor naturen har stor egenverdi. Dette vil være områder hvor det er en høy sannsynlighet for eksponering av de forurensede forbindelser, eventuelt hvor følsomheten for eksponeringen er spesielt høy, som f.eks. hos barn. Eksempler på følsomme områder er boligområder, barnehager, leke- og idrettsplasser, badestrender, samt naturreservater.

Følsomhetsanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne effekten av variasjoner i inngangsdata på sluttresultatet av analysen.

Grunn: Grunn brukes i betydningen løsmasser og fjell. Massene kan bestå av naturlige masser eller oppfylte/tilførte masser.

Grunnforurensning: Grunnforurensning er i denne sammenheng begrenset til miljøgiftproblemer knyttet til jord, grunnvann, berggrunn og deponier.

Grunnvann: Vann i porer og sprekker i løsmasser og berggrunn i mettet sone.

Karakterisering av eksponering: Identifikasjon av forholdene for kontakt mellom et kjemisk stoff og en organisme (menneske, dyr eller økosystem). Kan omfatte opptaksruter, konsentrasjon og risikoorganismer.

Kilde: Lokalisering og innhold av miljøgifter i grunnen tilført ved deponering eller søl fra menneskelig aktivitet. Kilden refererer til opprinnelig plassering og innhold av miljøgiftene, uavhengig av spredning og nedbrytning.

Konsekvens: Mulig følge av en uønsket hendelse. Konsekvenser kan uttrykkes med ord eller som en tallverdi for omfanget av skader på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Kreftfremkallende stoffer: Stoffer/kjemikalier som kan fremkalle kreft hos mennesker eller forsøksdyr.

Kronisk giftig: Med kroniske giftvirkninger menes at stoffet har egenskaper som over tid fremkaller bestandtruende sykdom eller nedsetter livsfunksjoner hos organismer. Blant kro-

niske virkninger regnes også at stoffet er kreftfremkallende, arvestoffendrende, reproduksjonsskadende eller kan skade fosteret.

LC₅₀/LD₅₀: Letal (dødelig) konsentrasjon eller letal dose. Mål på akutt toksisitet. LD₅₀ angir den dosen som fører til at 50 % av dyrene i en forsøksgruppe dør. LC₅₀ angir den konsentrasjon i vann eller luft som dreper 50 % av forsøksdyrene. LC₅₀-verdien angis også med det tidsrom som eksponeringen pågikk, f.eks. LC₅₀-96h der 96h angir 96 timers eksponering. EC₅₀/ED₅₀ = Effektiv konsentrasjon / effektiv dose. Tilsvarende LC₅₀ / LD₅₀, men med andre endepunkter enn dødelighet.

Miljøgifter: Stoffer som kan gi skadeeffekter på naturmiljøet, også ved lave konsentrasjoner. Skadene forårsakes av iboende egenskaper som akutt og kronisk giftighet, liten nedbrytbarhet og akkumulering i næringskjeden.

Miljømål: Definert ambisjonsnivå for ønsket miljøtilstand. Uttrykkes som en tilstandsklasse for jord, vann og luft, eller kvalitativ beskrivelse av tilstand som ikke gir konflikter med eksisterende eller ønsket arealbruk. Kvalitative ambisjoner konkretiseres i form av akseptkriterier.

Mobilisering: Prosesser som fører til en spredning av forurensningen fra kilden der forurensningen opprinnelig var lokalisert.

MTD: Maksimalt tolererbar dose; høyeste dosenivå som gir påviselige spor av giftighet uten å ha stor effekt på overlevelsesnivåen i forhold til testen hvor den er brukt. MTD vektlegger helseaspektet av giftighet.

Nedbrytbarhet: Stoffer sin evne til å brytes ned i naturen. Nedbrytningen kan være biotisk og avhengig av mikroorganismenes evne til å kunne bryte ned forbindelsen, eller abiotisk og avhengig av forhold som pH, lys, temperatur, kjemiske forbindelser og vanninnhold.

NOEC (No Observed Effect Concentration): Konsentrasjonen for et stoff angir den konsentrasjon av stoffet som ikke gir påviselige skadeeffekter på organismene ved en kronisk eksponeringstest.

Norm: Grenseverdi som i seg selv ikke er bindende, men som brukes av forurensningsmyndighetene i vurderinger av et område eller en lokalitets anvendelsesmuligheter. Ved behandling av de enkelte saker kan normgivende verdier bli gjort bindende.

Organiske forbindelser: Stoffer som består av karbon, oksygen, hydrogen og/eller nitrogen/svovel. For eksempel etanol CH₃CH₂OH. Tungmetaller som bly kan kjemisk bindes til en organisk gruppe og kalles da organisk bly.

Organismer: Fellesbetegnelse på mennesker, dyr, fugler, planter, sopp, alger, fisk, krepsdyr, skalldyr og bakterier.

PEC (Predicted Environmental Concentration): Konsentrasjonen av de stoffene man forventer at organismene eksponeres for i miljøet. PEC beregnes eller måles dersom det er mulig, på det punktet der organismene som skal beskyttes, vil eksponeres.

Persistente forbindelser: Stoffer som brytes svært langsomt ned i naturen.

Permeabilitet: I denne forbindelse: Mål på et jordvolums evne til å slippe gjennom væske eller gass.

PNEC (Predicted No Effect Concentration): På grunnlag av alle de testresultatene som er tilgjengelig for et stoff, beregnes den konsentrasjon av stoffet som ikke forventes å gi skade-

effekter på miljøet. Der omfanget av tilgjengelige data ofte er begrenset brukes sikkerhetsfaktorer for ta høyde for usikkerheten i datagrunnlaget.

Problemeier: Problemeier er den som eier problemet, dvs. den som myndighetene holder ansvarlig for forurensningen. Dette vil i første rekke være forurenser, men kan også være grunneier eller andre som kan holdes ansvarlig etter forurensningsloven.

Risiko: Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene.

Risikoanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, og årsaker til og konsekvenser av disse.

Risikoreduserende tiltak: Tiltak med sikte på å redusere sannsynlighet for og/eller konsekvens av uønskede hendelser.

Risikovurdering: Sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier for risiko.

Spredning: Med spredning menes i denne sammenheng spredning av miljøgifter i grunnen fra opprinnelig deponeringssted eller kilde. Spredning omfatter her kun spredning i grunnen (jord, porevann, grunnvann og poreluft).

Stratigrafi: Lagdeling i grunnen.

Toksisitet: Et stoffs giftvirkning og giftighetsnivå.

Transport (mekanisme): Ulike mekanismer for spredning av en forurensning f.eks. i luft, jord eller vannfase.

Utbredelsesområde: Utbredelse av eksisterende forurensning som kan føre til eksponering av mennesker eller definerte biotoper/økosystemer.

Uønsket hendelse: Hendelse eller tilstand som kan medføre skade på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Utlekking: Prosessen som beskriver utløsning av forurensende komponenter fra jordmatriksen til porevannet. Kan deles inn i potensiell utlekking og aktuell utlekking, som er avhengig av lokale forhold.

Årsaksanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne sannsynlige årsaker til uønskede hendelser.

Årsaksfjernende tiltak: Tiltak med sikte på å fjerne årsaker til uønskede hendelser.

Årsakskjede: Mulige sekvenser av hendelser som kan føre til en uønsket hendelse.

16 Alfabetisk parameterliste

ε	=	jordas porøsitet.
ρ_s	=	jordas tetthet (kg/l).
θ_a	=	luftinnhold i jord (l luft/l jord).
θ_w	=	vanninnhold i jord (l vann/l jord).
A	=	arealet under huset (m ²).
BCF_{fisk}	=	biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)).
BCF_{rot}	=	biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt).
$BCF_{stengel}$	=	biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt).
C_a	=	forurensningskonsentrasjonen i poreluft ved kilden (mg/l).
C_{ad}	=	gjennomsnittlig konsentrasjon av støv i innåndet luft (mg/m ³).
C_{du}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord (mg/kg).
C_{gw}	=	forurensningskonsentrasjonen i grunnvann (mg/l).
C_{ia}	=	forurensningskonsentrasjonen i innendørs luft (mg/l).
C_{id}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv (mg/kg).
C_{if}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr (mg/kg).
C_{ig}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker (mg/kg).
C_{is}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord (mg/kg).
C_{iv}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser (mg/kg).
C_{iw}	=	referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann (mg/kg).
C_s	=	forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg).
C_{sw}	=	forurensningskonsentrasjonen i overflatevann (mg/l).
C_w	=	forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).
D	=	diffusiviteten av luft i jord (m ² /d).
D_0	=	diffusiviteten i ren luft (m ² /d).
d_a	=	tykkelsen av akviferen (m).
d_{mix}	=	tykkelsen av blandingssonen i akviferen (m).
DF_{gw}	=	fortynningsfaktor fra porevann til grunnvann.
DF_{ia}	=	fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft.
DF_{sw}	=	fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann.
DI_{du}	=	gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord (mg/d).
DI_{if}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr (kg/d).
DI_{ig}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker (kg/d).
DI_{is}	=	gjennomsnittlig daglig jordinntak (mg/d).
DI_{iw}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann (l/d).
f_{blad}	=	fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
f_{du}	=	relativ stoffspesifikk absorpsjonsfaktor for hudopptak.
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
f_f	=	fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient.
f_h	=	fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området.
f_{oc}	=	fraksjon organisk karbon i jord.
f_{rot}	=	fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
H	=	Henrys konstant.
I	=	infiltrasjonshastigheten (m/år).
i	=	hydraulisk gradient (m/m).
k	=	jordas hydrauliske konduktivitet (m/år).
K_d	=	jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).
K_{oc}	=	organisk karbon-vann fordelingskoeffisient (l/kg).
K_{pl}	=	total plantekonsentrasjon ((mg/kg plant) / (mg/kg jord)).

k_t	=	teoretisk oppholdstid i innsjøen (år^{-1}).
KV	=	kroppsvekt (kg).
/	=	fettinnhold av fisk (%).
I	=	utsiftningshastigheten for luft i huset (d^{-1}).
L	=	innlekkingshastigheten av poreluft (m^3/d).
L_{gw}	=	lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning (m).
L_{sw}	=	bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen (m).
LR	=	lungeretensjon (%).
PH	=	pustehastighet (m^3/d).
P_{ow}	=	oktanol-vann fordelingskoeffisient.
Q_{di}	=	grunnvannstrømning fra det forurensede området til overflatevannet ($\text{m}^3/\text{år}$).
Q_{sw}	=	vannføring i overflatevannet ($\text{m}^3/\text{år}$).
R_{du}	=	daglig hudeksponering per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
R_{id}	=	daglig innånding av støv per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
R_{if}	=	daglig inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt ($\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
R_{ig}	=	daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt ($\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
R_{is}	=	daglig jordinntak per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
R_{iv}	=	daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt ($(\text{m}^3/(\text{kg}\cdot\text{d})) / (\text{g}/\text{m}^3)$).
R_{iw}	=	daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt ($\text{l}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
RfC	=	toksikologisk referansekonsentrasjon (mg/m^3).
TRV	=	toksikologisk referanseverdi ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$).
V_{hus}	=	innvendig volum av huset (m^3).
V_{sw}	=	innsjøens volum (m^3).
X	=	avstand fra det forurensede området til brønnen (m).
Z	=	dybden til forurensningene (m).

17 Justerte standardverdier for ulike jordtyper

Tabell 17 viser justerte standardverdier for ulike jordtyper som kan brukes når man har informasjon om jordtypen og skal gjennomføre en utvidet risikoanalyse (trinn 2).

Tabell 17. Jordas hydrauliske konduktivitet (k), jordas porøsitet (ε), luftinnhold i jord (θ_a), vanninnhold i jord (θ_w) og infiltrasjonshastigheten (I) for ulike jord typer.

Jord type	k (m/s)	ε	θ_a (l luft/l jord)	θ_w (l vann/l jord)	I (cm/år)
sand	10^{-3} to $5 \cdot 10^{-5}$	0,41	0,334	0,076	$1,8 \cdot 10^{-3} \cdot P^2$
silt	10^{-5} to 10^{-9}	0,46	0,16	0,3	$9,8 \cdot 10^{-4} \cdot P^2$
leire	$5 \cdot 10^{-8}$ to 10^{-12}	0,38	0	0,38	$1,8 \cdot 10^{-3} \cdot P^2$

P er midlere nedbør i cm/år.

18 Sentrale referanser

ASTM (1996): Guide for Risk Based Corrective Action, Subcommittee E50.04 Regulatory Programs Voluntary Cleanup Task Group, Draft 4.1 of Provisional Standard, revised 7/96, USA.

Bakke, S., Engelstad, F., Vik, E.A., Weideborg, M., Kaland, T. og Andersen, S. (1998): Økologisk risikovurdering. Delrapport 2 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt. Aquateam-rapport nr. 98-026.

Beck, P.A. og Jaques, R. (1993): Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr 93:23, Oslo.

CCME (1996): 1) A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines. Report CCME-EPC-101E; 2) Guidance Manual for Developing Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada. ISBN 0-662-24345-5; 3) A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. ISBN 0-662-24346-3.

CONCAWE (1997): European Oil Industry guidelines for risk-based assesment of contaminated sites. CONCAWE-report no. 2/97, Brussels, April.

Crommentuijn, T., Polder, M.D. and van de Plassche, E.J. (1997): Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentration into account. RIVM report no. 601501001, the Netherlands, October.

de Vries, W. and Bakker, D.J. (1996a): Manual for calculating critical loads of heavy metals for soil and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data, DLO and TNO, Report 114, The Netherlands.

de Vries, W. and Bakker, D.J. (1996b): Manual for calculating critical loads of persistent organic pollutnats for soil and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data, Perpared for VROM, TNO-report: TNO-MEP-R 96-509, The Netherlands, December.

Elert, M., Jones, C. og Dock, L. (1997): Hälsoriskbaserade bedömningsmodeller för förorenad mark. Inventering och utvärdering av modeller i anvenda i andra länder. Delrapport 1. Rapport fra Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedisin, Karolinska Institutet, september 1994.

Elert, M. (1999): Personlig meddelelse vedr. bakgrunn for svenske retningslinjer for forurenset jord.

EnviChem (1995): Data Bank of Environmental Properties of Chemicals, Version 1.0, Finnish Environement Agency.

Faber, J.H. (1998): Ecological Risks of Soil Pollution. Ecological Building Blocks for Risk Assessment. Technical Soil Protection Committee (tcb). ibn-dlo, TCB R07 (1997). English version. February.

Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. and Vegter, J. (editors) (1998): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe, Volume 1. Scientic Basis LQM Pros. Nottingham.

ICME (1996): Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, A Publication by the International Council on Metals and the Environment (ICME), Angers, France, November 13-15.

IMM (1991): Hälsoriskeffekter av luftföroreningar i utomhusluft. IMM rapport 2/91.

IRIS (1995): Integrated risk information system. USEPA, October.

IUCLID (1996): International Uniform Chemical Information Database, - Existing Chemicals-1996, CD Version 1.0, European Chemical Bureau, European Commission, JRC Environmental Institute, Ispra, Italy.

Jensen, J. and Folker-Hansen, P. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Arbeidsrapport fra Miljøstyrelsen Nr.47, Danmark.

Jonassen, H. og Ness, M. (1988): Modeller og systemer for risikovurdering. Delrapport 5 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt.

Jongbloed, R.H, Pijnenburg, J., Mensink, B.J.W.G., Traas, T.P. and Luttik, R. (1994): A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial ecosystems. RIVM Report no. 719101012, the Netherlands, October.

Karstensen, K.H. (1997): Nordic Guidelines for Chemical Analysis of Contaminated Soil Samples. SINTEF report no. SFT27 A95040.

MDEP (1994): Background documentation for the development of HCP numerical standards. Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.

Mogensen, A., Andersen, S., Bjørnstad, B., Hansen, H.J., Karstensen, K.H., Sørlie, J.E. og Vik, E.A. (1998): Transport og reaksjonsmekanismer. Delrapport 3 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt. Aquateam - rapport nr. 98-023.

Naturvårdsverket (1996a): Model and data used for the development of preliminary guideline value for contaminated soils in Sweden. Naturvårdsverkets arbetsmaterial, dateret mars 1996.

Naturvårdsverket (1996b): Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. NATURVÅRDSVERKET rapport nr. 4638

Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet (1998): Förslag til riktvärden för förorenade bensinstationer – mark och grundvatten. NATURVÅRDSVERKET rapport nr. 4889.

Norsk Standard (1991): Krav til risikoanalyser. NS 5814.

Ottesen, T.R., Bogen J., Bølviken, B. og Volden, T. (1996): Geokjemisk atlas for Norge. Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. Utdrag av Geokjemisk Atlas, NGU, NVE.

RBCA (1997): Tier 2 RBCA Tool Kit: Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action RBCA spreadsheet System & Modeling Guidelines Summary Report Forms.

Rognerud, S., Hongve, D. og Fjeld, E. (1997): Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? NIVA-Rapport lnr 3670-97.

Sanders, P.F. and Talimcioglu, N.M. (1997): Soil-to-indoor air exposure models for volatile organic compounds: The effect of soil moisture. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.16, No.12, pp. 2597-2604.

Scott-Fordsmand, J.J. and Pedersen, M.B. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 48. Danmark.

SFT (1991): Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser. SFT-veiledning 91:01.

SFT (1995): Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder. SFT-rapport 95:09.

SFT (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04.

SFT (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning 97:03.

Sips A.J.A.M. and van Eijkeren, J.C.H. (1996): Oral bioavailability of heavy metals and organic compounds from soil; too complicated to absorb? An inventarisation of factors affecting bioavailability of environmental contaminants from soil. RIVM report no. 711701 002, the Netherlands, April.

Sosial- og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m., fastsatt 01.01.95.

TPHCWG (1997a): A risk-based approach for the management of Total Petroleum Hydrocarbons in soil. A technical overview of the petroleum hydrocarbon risk assessment approach of the TPH Criteria Working Group, TPH Criteria Working Group.

TPHCWG (1997b): Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations, Volume III, TPH Criteria Working Group, Fate and Transport Technical Action Group.

TPHCWG (1997c): Development of fraction specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH), Volume IV, TPH Criteria Working Group, Technological technical Action Group.

UMS (1997): UMS-System zur Altlastenbeurteilung. Instrumente für der pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. F&E-Vorhaben 109 01 215. Umweltbundesamt, Berlin.

U.S. EPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background document. Publication 9355.4-17A. US-EPA, Washington DC.

van den Berg, R. (1993): Human exposure to contaminated soil: a model (CSOIL) used for assessment of human-toxicological intervention values for soil clean-up. In: Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

van den Berg R. (1994): Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised version). RIVM Report no. 725201011.

Van der Meent, D.; Aldenberg, T.; Canton, J.H.; van Gestel, C.A.M. and Sloof, W. (1990): Desire for Levels, Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil", Annex report number 670101 002, RIVM, the Netherlands, November.

Victorin, K., Dock, L., Vahter, M. and Ahlborg, U. (1990): Hälsoriskbedömning av vissa ämnene i industrikontaminerad mark, IMM rapport 4/90.

VROM (1994): Emission Inventory in the Netherlands – A Review of Environmental Quality Objectives and Their Policy Framework in the Netherlands. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Hague, ISBN 90-6092-783-4.

Weideborg, M., Alexander, J., Norseth, T. og Vik, E.A. (1998): Human toksikologi. Delrapport 1 i SFT/GRUFs Miljøriskoprojekt. Aquateam-rapport nr. 97-107.

Weideborg, M., Alexander, J, Vik, E. A., Norseth, T., Bjørnstad, B., Kaland, T. og Breedveld, G. (1998): Normverdier for mest følsomt arealbruk. Delrapport 6 i SFT/GRUFs Miljøriskoprojekt. Aquateam-rapport nr. 98-064.

WHO (1987): Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. WHO Regional Publications, European Series No. 23, WHO. Copenhagen.

19 Beregnede normverdier

Utarbeidelse av normverdiene er utført etter følgende prosedyre:

Ved utarbeidelsen av forslag til helserelevante normverdier er det tatt utgangspunkt i eksponeringsveiene oralt inntak av jord og støv, hudkontakt med jord og støv, innånding av støv, innånding av gasser fra jord, inntak av drikkevann (grunnvann), inntak av grønnsaker produsert og inntatt på stedet samt inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende sjøvannsresipient. Det er tatt utgangspunkt i beregningsalgoritmene fra Naturvårdsverkets modell (1996a), men med noen modifikasjoner. I utgangspunktet er det brukt 100% biotilgjengelighet ved inntak fra jord. For enkelte stoffer der det finnes data for biotilgjengelighet, er normene modifisert noe med bakgrunn i opplysninger om % opptak i organismen.

Ved utarbeidelsen av økotoksrelaterte normverdier er det benyttet data fra terrestriske tester på tre trofiske nivåer for beregning av PNEC-verdier. Der terrestriske data ikke er tilgjengelige, beregnes $PNEC_{jord}$ fra akvatiske data og fordelingskoeffisienter mellom jord og vann. Laveste NOEC-verdi fra kroniske tester er benyttet der slike finnes. Der det kun finnes data fra akutte tester, benyttes disse. De sikkerhetsfaktorene som er angitt i EUs retningslinjer for risikovurderinger benyttes i hovedsak. Der det er utført flere kroniske tester med terrestriske organismer på tre trofiske nivåer benyttes laveste NOEC- eller LOEC-verdi som $PNEC_{jord}$, og det benyttes ikke sikkerhetsfaktor. Der toksisitetstestene er utført på vannløselige salter av metaller, anslås økotoksikologisk basert normverdi å være 10 ganger beregnet $PNEC_{jord}$ -verdi. For andre stoffer enn metaller beregnes 100% biotilgjengelighet og den beregnede $PNEC_{jord}$ -verdien benyttes som økotoksbasert normverdi. Utgangspunktet for normverdiene for alifatiske hydrokarbonfraksjoner og tilsetningsstoffer til oljer er forslag til normverdier fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstitutet (Naturvårdsverket, 1998). I dette forslaget er nederlandske og kanadiske normverdier for mest følsom arealbruk benyttet som utgangspunkt.

Basert på de helserelevante og økotoksrelaterte normverdiene for de ulike stoffene er ideelle normverdier utledet. Ideell normverdi er den laveste av helse- og økotoksbasert normverdi. Den ideelle normverdien er deretter justert for deteksjonsgrenser for de mest aktuelle analysemetodene. Der normverdiene ligger lavere enn rapporterte norske bakgrunnsverdier, er det gjort en vurdering mhp. ulike eksponeringsveier og bakgrunnsdata. Normverdiene er så justert til det som kalles "gjeldende normverdier".

Tabell 18 gir en oversikt over disse forholdene for de ulike stoffene og resulterende normverdier. Som tabell 18 viser er normverdien for arsen, cyanid, PAH og BTEX justert betraktelig på grunn av deteksjonsgrensen. Disse stoffene er derfor diskutert spesielt. I slutfasen med arbeidet med denne veiledningen ble det besluttet at det også skulle utarbeides normverdier for hydrokarboner og tilsetningsstoffer til bensin- og oljeprodukter. Disse er derfor også diskutert spesielt i dette kapitlet. Tabell 19 gir bakgrunnsdata for de enkelte helserelevante normverdier.

Tabell 18. Akseptable doser for helse og økosystem, rapporterte bakgrunnsdata for norsk jord, tidligere SFT norm og jordkvalitetsnormer for mest følsom arealbruk.

Stoff	Rapporterte bakgrunns-verdier for jord i Norge ¹⁾	Tidligere normer	Helsebaserte normer (akseptabel terskeldose)		Økotoksbaserte normer (akseptabel terskeldose)		Ideelle jord-kvalitets-normer	Deteksjons-grense aktuelle analyse-metoder	Norm-verdier justert for deteksjons-grenser	Gjeldende norm-verdier
			Sum alle eksp. veier	Eksl. drikkevann	(PNEC jord-verdier)	Justerte verdier				
	mg/kg	SFT (1995) mg/kg	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
Arsen	0,7-8,8	20	0,06	1,7	0,2	2	0,06	0,03	0,06	2
Bly (uorganisk)	8,5-107,4	50	60,5	96	10	100	60,5	0,03	60	60
Kadmium	0,1-1,7	1	3,5	11,7	0,4	4	3,5	0,01	3	3
Kvikksølv	0,05-0,20	1	0,8	0,9	0,1	1	0,8	0,01	1	1
Kobber	6-27	100	18400	33400	10	100	100	0,02	100	100
Sink	25-104	150	12400	52400	10	100	100	0,01	100	100
Krom (III)	3-30 (tot)	100	71800	92000	26		26	0,02	25	25 (tot)
Krom (VI)	3-30 (tot)		7,3	7,3	1,8		1,8		1,8	-
Nikkel	3-19	30	50,9	135	6,25	63	50,9	0,02	50	50
Cyanid fri	m.d	0,1	1,5	4,6	0,0001		0,0001	0,1	0,1	1
PCB (pr. kongen)	0,003-0,03 CAS1336-36-3							0,001	0,001	-
Σ7PCB	0,003-0,03 CAS1336-36-3	0,02	0,0047	0,0047	0,003		0,003	0,007	0,007	0,01
Pentaklorfenol	<0,005		0,0026	0,0026	0,7		0,0025	0,005	0,005	0,005
Lindan	0,002-0,03		0,02	0,1	0,0005		0,0005	0,001	0,001	0,001
DDT	0,0003-0,02		9,2	11,9	0,04		0,04	0,001	0,04	0,04
Monoklorbensen	m.d.		5	5,9	0,01		0,01	0,5	0,5	0,5
1,2-diklorbensen	m.d.		15	15,5	0,1		0,1	0,5	0,5	0,5
1,4-diklorbensen	m.d.		0,12	0,14	0,01		0,01	0,5	0,5	0,5
1,2,4-triklorbensen	m.d.		1,0	1,05	0,01		0,01	0,2	0,2	0,2
1,2,4,5-tetraklorbensen	m.d.		0,29	0,3	0,4		0,3	0,01	0,3	0,3
Pentaklorbensen	m.d.		0,9	0,9	0,1		0,1	0,01	0,1	0,1
Heksaklorbensen	0,0004-0,006		0,03	0,03	0,05		0,03	0,01	0,03	0,03
Diklormetan	m.d.		0,1	0,3	0,06		0,06	0,05	0,06	0,06
Triklormetan	0,001		0,003	0,003	0,001		0,001	0,01	0,01	0,01
Trikloretan	0,001		1,1	1,5	0,01		0,01	0,01	0,01	0,01
Tetrakloretan	0,01		0,03	0,04	0,6		0,03	0,01	0,03	0,03
1,1,1-trikloretan	0,001		1,7	1,9	0,13		0,13	0,01	0,1	0,1
Aromatiske hydrokarboner:										
Σ16 PAH	0,005-0,8	5	0,20 ²⁾		19,7		0,20	0,01	0,20	2
Benso(a)pyren	0,015-0,157	0,1	0,01	0,01	1,5		0,01	0,01	0,01	0,1
Naftalen			22	26	0,8		0,8	0,01	0,8	0,8
Fluoren			56	60	0,6		0,6	0,01	0,6	0,6
Fluoranten			99	101	0,1		0,1	0,01	0,1	0,1
Pyren			74	76	0,1		0,1	0,01	0,1	0,1
Bensen	<0,1	0,05	0,006	0,007	0,002		0,002	0,005	0,005	0,005
Toluen	0,32	0,05	0,4	0,4	0,8		0,4	0,005	0,4	0,5
Etylbensen	<0,1	0,05	0,5	0,5	0,7		0,5	0,005	0,5	0,5
Xylen	<0,1	0,05	0,8	0,8	0,03		0,03	0,005	0,03	0,5
Alifatiske hydrokarboner:										
Alifater C5-C6			11	11	50 ³⁾		7			7
Alifater >C6-C8			30	30	50 ³⁾					
Alifater >C8-C10			7	7	100 ³⁾					
Alifater >C10-C12			31	31	100 ³⁾		31			30
Alifater >C12-C16			119	119	100 ³⁾		100			100
Alifater >C16-C35			7850	7850	100 ³⁾					
Tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter										
MTBE			2,2	6,3	60 ³⁾		2,2			2
1,2-dikloretan			0,003	0,003	60 ³⁾		0,003			0,003
1,2-dibrometan			0,00001	0,00003	-		0,00001		0,004	0,004
Tetraetylbly			0,00002	0,00003	-		0,00003		0,001	0,001

1) Data er hentet fra Beck og Jaques (1993)

2) Basert på verdier for den mest toksiske PAH-forbindelse, benso(a)pyren

3) Basert på verdier fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet (1998)

Tabell 19. Oversikt over delkonsentrasjoner for mest følsom arealbruk (beregnet ut fra metodikk beskrevet i kapittel 10, 11 og 12).

Stoff	Oralt inntak av jord C _{is} mg/kg	Hudkontakt med jord C _{du} mg/kg	Innånding av jord C _{id} mg/kg	Innånding av gass C _{iv} mg/kg	Inntak av drikkevann C _{iw} mg/kg	Inntak av grønnsaker C _{ig} mg/kg	Inntak av fisk C _{if} mg/kg	Tot. inntak all eksponering mg/kg	Tot. inntak ekskl. drikkevann mg/kg
Arsen	3,75	5,94E+01	6,1E+01	i.r.	6,1E-02	5,7E+00	8,0E+00	5,89E-02	1,67
Bly	1,0E+02	7,99E+03	1,22E+04	i.r.	1,63E+02	2,15E+04	6,6E+03	6,05E+01	96,1
Kadmium	1,0E+02	3,42E+02	1,37E+02	i.r.	4,91E+00	2,36E+01	4,3E+01	3,45E+00	11,7
Kvikksølv	4,7E+01	4,5E+02	2,68E+04	0,891	1,53E+01	1,39E+03	2,02E+03	8,25E-01	0,87
Kobber	5,0E+04	m.d.	3,21E+7	i.r.	4,08E+04	8,34E+05	1,15E+05	1,84E+04	3,34E+4
Sink	1,0E+05	2,4E+06	6,42E+7	i.r.	1,63E+04	1,33E+05	8,58E+05	1,24E+04	5,24E+4
Krom (III)	1,0E+05	1,2E+06	6,42E+07	i.r.	3,26E+05	6,06E+07	8,57E+8	7,18E+04	92000
Krom (VI)	1,0E+05	5,33E+05	7,32	i.r.	4,91E+03	9,13E+05	1,29E+7	7,31	7,32
Nikkel	5,0E+02	6,85E+02	2,93E+02	i.r.	8,16E+01	1,96E+03	2,15E+05	5,09E+01	135
Cyanid fri	1,2E+03	1,92E+03	7,7E+05	3,88E+1	2,19E+00	5,32E+00	5,75E+03	1,49E+00	4,64
PCB CAS1336-36-3	8,13E-01	5,76E+00	8,34E+01	2,35E+1	7,18E-01	4,83E-03	4,02E-01	4,71E-03	4,74E-03
Pentaklorfenol	5,19E+01	2,24E+02	1,83E+02	1,41E-1	1,62E-01	2,70E-03	3,41E+00	2,6E-03	2,64E-03
Lindan	4,69E+00	m.d.	6,34E+2	1,84E+2	2,77E-02	0,12	9,96E+01	2,17E-02	1,01E-01
DDT	1,81E+01	m.d.	1,71E+05	2,37E+4	4,0E+01	3230	3,51E+01	9,17	11,9
Monoklorbensen	9,0E+03	4,31E+04	9,76E+06	8,97	3,2E+01	1,73E+01	2,1E+04	4,98E+00	5,9
1,2-diklorbensen	4,3E+04	2,06E+05	6,34E+06	21,10	2,73E+02	5,93E+01	3,12E+04	1,5E+01	1,55E+1
1,4-diklorbensen	2,5E+02	1,19E+03	3,66E+05	1,15	7,15E-01	1,68E-01	1,04E+01	1,2E-01	1,44E-1
1,2,4-triklorbensen	7,7E+02	4,61E+03	2,2E+05	2,41	1,95E+01	1,88E+00	4,50E+02	9,99E-01	1,05
1,2,4,5-tetraklorbensen	3,0E+01	m.d.	1,93E+04	2,32E+01	1,01E+01	3,11E-01	5,49E+01	2,93E-01	3,02E-01
Pentaklorbensen	8,0E+01	m.d.	5,13E+04	3,05E+01	7,93E+01	1,1E+00	8,02E+00	9,16E-01	9,26E-01
Heksaklorbensen	2,06E+01	7,54E+01	4,88E+03	7,14	4,18E+00	3,34E-02	3,66E+00	3,26E-02	3,28E-02
Diklormetan	8,13E+02	m.d.	8,54E+06	3,12	1,87E-01	2,91E-01	9,86E+02	1,1E-01	2,66E-01
Triklormetan	1,03E+02	4,87E+02	1,07E+04	3,35E-03	3,86E-02	5,57E-02	7,8E+01	2,92E-03	3,16E-03
Trikloretan	2,4E+03	1,15E+04	1,32E+07	2,48	4,34E+00	3,68E+00	6,71E+03	1,1E+00	1,48
Tetrakloretan	1,25E+02	5,94E+02	1,34E+05	4,6E-02	2,16E-01	1,63E-01	7,37E+01	3,07E-02	3,58E-02
1,1,1-trikloretan	7,0E+03	3,35E+04	1,95E+07	2,23	1,37E+01	1,18E+01	3,99E+04	1,65E+00	1,87
Benso(a)pyren	8,76E-01	2,08E+00	2,68E+00	5,64E+1	4,33E+00	1,15E-02	4,04E+00	1,11E-02	1,12E-02
Naftalen	4,00E+03	1,92E+04	2,57E+06	1,51E+02	1,31E+02	3,23E+01	1,51E+04	2,19E+01	2,63E+01
Fluoren	4,00E+03	9,59E+03	2,57E+06	7,98E+03	9,01E+02	6,16E+01	1,46E+04	5,59E+01	5,96E+01
Fluoranten	4,00E+03	9,59E+03	2,57E+06	2,44E+05	6,98E+03	1,05E+02	1,39E+04	9,93E+01	1,01E+02
Pyren	3,00E+03	7,19E+03	1,93E+06	2,62E+05	5,14E+03	7,89E+01	1,05E+04	7,44E+01	7,55E+01
Bensen	2,06E+02	1,22E+03	3,17E+04	7,36E-03	7,95E-02	9,62E-02	1,92E+02	6,3E-03	6,84E-03
Toluen	2,2E+04	8,79E+04	9,76E+05	4,25E-01	5,23E+01	3,32E+01	3,52E+04	4,17E-01	4,2E-01
Etylbensen	1,0E+04	2,4E+04	9,76E+05	5,48E-01	3,86E+01	1,33E+01	1,18E+04	5,19E-01	5,26E-01
Xylen	1,8E+04	7,19E+4	9,76E+05	8,18E-01	8,06E+01	2,82E+01	2,02E+04	7,87E-01	7,95E-01
Alifater C5-C6	5,00E+05	1,20E+06	4,49E+08	1,07E+01	9,88E+03	2,73E+03	1,37E+06	1,07E+01	1,07E+01
Alifater >C6-C8	5,00E+05	1,20E+06	4,49E+08	2,99E+01	3,76E+04	3,64E+03	1,02E+06	2,97E+01	2,97E+01
Alifater >C8-C10	1,00E+04	2,40E+04	2,44E+07	7,56E+00	5,38E+03	1,21E+02	1,84E+04	7,10E+00	7,11E+00
Alifater >C10-C12	1,00E+04	2,40E+04	2,44E+07	3,67E+01	4,10E+04	1,96E+02	1,80E+04	3,07E+01	3,08E+01
Alifater >C12-16	1,00E+04	2,40E+04	2,44E+07	1,76E+02	8,16E+05	3,91E+02	1,79E+4	1,19E+02	1,190E+02
Alifater >C16-35	2,00E+05	4,79E+05	1,28E+08	1,17E+04	3,26E+09	3,04E+04	4,29E+5	7,85E+03	7,85E+03
MTBE	1,00E+04	4,79E+04	7,32E+07	4,36E+01	3,29E+00	7,41E+00	4,33E+04	2,17E+00	6,33E+00
1,2-dikloretan	6,26E+02	2,97E+093	9,27E+03	2,79E-03	8,22E-02	1,71E-01	7,21E+02	2,65E-03	2,74E-03
1,2-dibrometan	7,51E-02	3,56E-01	1,12E+03	1,29E-03	1,99E-05	2,85E-05	5,75E-02	1,16E-05	2,79E-05
Tetraetylbly	1,00E-02	4,79E-02	6,42E+00	6,21E-04	7,01E-05	2,86E-05	1,84E-02	1,96E-05	2,72E-05

Arsen

Det er de helsebaserte normverdiene som bestemmer normverdien for arsen. Som tabell 19 viser er summen av delkonsentrasjoner fra de ulike eksponeringsveiene meget lav (0,06 mg/kg) i forhold til rapporterte naturlige bakgrunnsverdier (0,7-8,8 mg/kg). Den viktigste eksponeringsveien er her drikkevann, mens delkonsentrasjonene for eksponeringsveiene oralt inntak av jord og støv, inntak av grønnsaker og inntak av fisk og skalldyr ligger hver for seg i samme størrelsesorden som bakgrunnsverdiene. Årsaken til dette er den lave MTDI-verdien for kreftisiko ved oralt inntak som er $6 \cdot 10^{-6}$ mg/kg. Ettersom den helsebaserte normen for arsen blir spesielt lav som følge av bidrag ved inntak av drikkevann ved bruk av MTDI-verdien, ble det vurdert å se nærmere på denne. MTDI-verdien for arsen er ikke godt dokumentert. Den stammer fra et thailandsk studium av fisk. Det er kjent at arsen blir metylert i fisk. Studier har vist at naturlig arsen ikke kommer ut i grunnvannet, selv ved naturlig høyt innhold i berggrunnen. I diskusjoner med myndighetene valgte man derfor å se bort fra eksponering fra drikkevann ved bestemmelse av gjeldende normverdi.

Cyanid

For cyanid er det den økotoksbaserte normverdien som normalt ville blitt bestemmende for. Som tabellen 18 viser er laveste NOEC-verdi satt til 0,005 mg/l for fri cyanid. Denne stammer fra en fisketest (*Lepomis macrochirus*). Ved beregning av PNEC er det benyttet en sikkerhetsfaktor på 50 og en Kd-verdi på 1. PNEC-verdien for fri cyanid er beregnet til **0,0001 mg/kg** som er foreslått som økotoksrelatert normverdi. Det eksisterer ikke terrestriske økotoksdata for cyanid og myndighetene har her valgt å se bort fra økotoksbaserte verdier ved beregning av normverdi. Derfor er det den helsebaserte normverdien som benyttes som gjeldende normverdi. Cyanid er imidlertid ekstremt giftig for vannlevende organismer, og dersom denne eksponeringsveien er relevant, må dette vurderes spesielt.

Aromatiske hydrokarboner

Det er ikke beregnet spesielle normverdier for ulike aromatiske fraksjoner av hydrokarboner. I stedet er det valgt å bruke normverdier for BTEX og PAH-forbindelsene benzo(a)pyren, naftalen, fluoren, fluoranten og pyren som normverdier for de aromatene som forekommer ved hydrokarbonforurensning.

Ved beregning av normverdi for **PAH** er det tatt utgangspunkt i benzo(a)pyren. For benzo(a)pyren og Σ PAH har myndighetene valgt å se bort fra inntak av grønnsaker som eksponeringsvei. Det er gitt egen norm for benzo(a)pyren og normer for totalt innhold av PAH ($\Sigma 16$) er gitt som 20 ganger denne. Dersom inntak av grønnsaker er aktuell eksponeringsvei, må dette vurderes spesielt. Det er beregnet normverdier for de øvrige PAH-forbindelsene hvor det finnes MTDI-verdier: naftalen, fluoren, fluoranten og pyren. Disse normverdiene er beregnet på vanlig måte.

BTEX: Normverdien for bensen er justert på bakgrunn av deteksjonsgrensen. For etylbensen og toluen finnes det en del kroniske økotoksdata, mens det er færre data for xylen. Sikkerhetsfaktoren for xylen blir derfor høy. Man har valgt å justere xylen ned mot toluen og etylbensen og avrunde alle til 0,5 mg/kg fordi man forventer at disse tre stoffene vil oppføre seg omtrent likt. Normverdiene blir uansett lavere eller lik de helserelevante normverdiene.

Alifatiske hydrokarboner

Det er beregnet normverdier for en rekke alifatiske hydrokarbonfraksjoner. Disse er valgt med bakgrunn i et forslag fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet (som igjen er basert på arbeid utført av TPHWG (1997a, b, c). Ved bestemmelse av norske normverdier for mest følsom arealbruk er det imidlertid benyttet samme metode som ved utarbeidelse av

Øvrige norske normverdier. Dette betyr at de helsebaserte normverdiene for disse stoffene i dette dokumentet ikke nødvendigvis er de samme som de svenske.

De økotoksbaserte normverdiene er imidlertid de samme som de svenske. Det er også for disse stoffene vurdert akvatiske data, ettersom det ikke ble funnet data fra tester med jordlevende organismer. Rapporterte NOEC-verdier fra akvatiske tester er imidlertid ekstremt lave, antakelig fordi man ved testing har benyttet oljeprodukter med et visst innhold av BTEX. Disse data er derfor ikke benyttet som utgangspunkt for fastsettelse av normverdier. Naturvårdsverkets data er derfor benyttet. Disse har tatt utgangspunkt i nederlandske og kanadiske normverdier for mest følsom arealbruk. For de mest toksiske stoffene synes de økotoksbaserte normverdiene å ha liten betydning sammenliknet med de helsebaserte.

Ved utledning av normverdier for hydrokarbonfraksjoner er det benyttet en grovere inndeling i fraksjoner enn hva Naturvårdsverket har gjort. Inndelingen er gjort etter toksisitetsnivå (tabell 18). Normverdier er utviklet for følgende hydrokarbonfraksjoner: C5-C10, >C10-C12, >C12-C35. En sammenligning mellom svenske og norske normverdier er gitt i tabell 20.

Tabell 20. Sammenligning av svenske og norske normverdier for alifatiske hydrokarboner og tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter.

Stoffer	Svenske normverdier for mest følsom arealbruk (normaltette masser) (mg/kg)	Norske normverdier (mg/kg)
Alifater C5-C8	50 ³⁾	7 ^{2) 4)}
Alifater >C8-C10	100 ³⁾	
Alifater >C10-C12	100 ³⁾	30 ⁴⁾
Alifater >C12-C16	100 ³⁾	100 ^{3) 4)}
Alifater >C16-C35	100 ³⁾	
MTBE	6 ⁴⁾	2 ⁴⁾
1,2-diklorethan	0,05 ⁴⁾	0,003 ⁴⁾
1,2-dibrometan	0,00002 ^{1) 4)}	0,004 ⁴⁾
Tetraetylbly	0,00004 ^{1) 4)}	0,001 ⁴⁾

1) Deteksjonsgrense for 1,2-dibrometan er 0,004 mg/kg og for tetraetylbly 0,001 mg/kg.

2) Laveste verdi: >C8-C10 gir en helserelatert norm tilsv. 7 mg/kg. Vi velger å bruke denne her.

3) Økotoks utslagsgivende for normverdi.

4) Humandata utslagsgivende for normverdi.

Forskjellene i de svenske og norske humantoksiske normverdiene skyldes for en stor del ulikheter i inngangsparametre som benyttes for mest følsom arealbruk. Disse gir først og fremst utslag ved vurdering av innånding av gasser. Norge bruker et luftinnhold i jord på 0,2 dm³ luft/dm³ jord for mest følsom arealbruk, mens Sverige benytter et luftinnhold på 0,05-0,09 dm³ luft/dm³ jord for normaltette masser.

Tilsetningsstoffer til bensin- og oljeprodukter

Det er beregnet normverdier for metyltertærbutyleter (MTBE), 1,2-diklorethan, 1,2-dibrometan og tetraetylbly. Disse er valgt på bakgrunn av et forslag fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet. For 1,2-dibrometan og tetraetylbly er det ikke funnet økotoksikologiske data. Man har derfor kun tatt utgangspunkt i humantoksiske data ved utledning av normverdier. De helsebaserte normverdiene er imidlertid meget lave, og ville uansett blitt bestemmende for normverdien. For øvrig er norske normverdier bestemt etter samme metode som for øvrige stoffer.

20 Sjekklister for problembeskrivelsen

20.1 Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen baserer seg på gjennomgang av tilgjengelig informasjon uten oppgraving, boring eller prøvetaking. Informasjonen skal inneholde:

- Informasjon om området
 - Identifikasjon
 - Grunneier
 - Arealbruk
 - Oversikt over grøfter og ledninger
 - Lokalisering av forurensningskilder
 - Lokale miljømål (dagens- og fremtidig arealbruk, dagens- og fremtidig utnyttelse av grunnvann- og overflateresipienter, andre relevante forhold som verneverdige områder, viktige rekreasjonsområder e.l.)
- Bakgrunn for undersøkelsen
- Kildebeskrivelse (forventet forurensning)
 - Primære kilder (basert på dagens og tidligere arealbruk)
 - Forurensningsstoffer (mengder, miljørelatert stoffinformasjon)
 - Sekundærkilder (forurenset overflatejord (<1 m dybde) mineraljord (≥ 1 m), grunnvann, fri fase (væske), forurenset overflatevann/sedimenter (ferskvann/marint))
 - Mulig lokalisering av primær-/sekundærkilder
 - Annen relevant informasjon (tidsangivelse for mulig forurensning og annen aktivitet som kan ha påvirket primær- og sekundærkilder)
 - Referanser/usikkerhet i tilgjengelig informasjon
- Spredningsrelatert informasjon
 - Mulige spredningsveier (jord, luft, vann)
 - Topografiske forhold, jordtyper, leire, utfyllingshistorie, homogenitet osv.
 - Klimatiske forhold
 - Sannsynlig omfang av og prosesser som påvirker spredningen
- Effekterelatert informasjon (basert på dagens arealbruk og planlagt arealbruk)
 - Mulige resipienter/endepunkter av forurensningen (menneske, økosystem (grunnvann, overflatevann, sediment) sekundære endepunkter (planter, fisk, dyr))
 - Eksisterende tilstand i aktuelle resipienter/endepunkter (grunnvanns-, overflatevanns-kvalitet, naturlig bakgrunnskvalitet av jord, kvalitet sedimenter, planter og mikroorganismer i jord, fisk og andre utnyttbare ressurser)

20.2 Trinn 1 risikovurdering

Det skal gis begrunnelser for svarene.

Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen gjennomført (J/N):

Er kildevurderingen tilstrekkelig vurdert med hensyn til:

- andre kilder eller miljøgifter det bør analyseres på?
- omfang og detaljeringsgrad i forhold til hva som er tilstrekkelig?
- avgrensning av forurensningens utbredelse?
- stabilitet, naturlig nedbrytning/omsetning og mulighet for spredning?

Usikkerheter

Identifiserte usikkerhetspunkter undersøkt nærmere (J/N):

Undersøkelser

Er undersøkelsene tilstrekkelige (J/N):

- Er prøvene representative for et definert område/volum?
- Er det satt krav til nøyaktighet og usikkerhet for prøver, analyser og sluttresultater?
- Er prøvehåndteringen faglig forsvarlig hele veien fra uttak av prøver, oppbevaring og til overlevering av analyse?
- Er det gjort avtaler med laboratoriet som sikrer en forsvarlig håndtering av prøvene?

Beskriv ytterligere undersøkelser:

.....

.....

.....

.....

Omfang av undersøkelsene

Beskrivelse:

.....

Minimum databehov:

Beskrivelse:

.....

(Maksimal konsentrasjon av forurensningstoffer i grunnen i hver kildesone bør bestemmes.)

Aktuelle analyseparametre

- Dersom man forventer en tungmetallforurensning (f.eks.: gruver/oppredning, galvano, metallurgisk verksted, elektroteknisk og metallbearbeidende industri) skal det som et minimum analyseres på standard 8 tungmetaller.

- Dersom man forventer en hydrokarbon forurensning skal det undersøkes for PAH, BTEX og alifatiske hydrokarboner. Ved forurensning av bensin, bør det vurderes om det også er nødvendig å undersøke for typiske tilsetningsstoffer som MTBE (metyltertærbutyleter), tetraetylly, 1,2-dikloreten og 1,2-dibrometan. Ved forurensning med "gamle " smøreoljer bør det undersøkes om forurensning med PCB også kan ha forekommet.
- Dersom man forventer en forurensning fra treimpregnering skal det undersøkes for Cu, Cr, As og PAH (identifikasjon av 16 PAH-forbindelser)
- Ved ukjent sammensetning (f.eks. deponier) skal det undersøkes for 8 tungmetaller, PAH, mineralolje og EOX (summen av ekstraherbare klorerte organiske forbindelser).

Det skal begrunnes hvorfor valgte stoffer er undersøkt og andre er utelatt. SFTs veiledning 91:01 gir eksempler på stoffgrupper som anvendes i ulike industribransjer.

20.3 Trinn 2 risikovurdering

I trinn 2 risikovurdering er det nødvendig med informasjon om hvordan forurensingen i kilden avtar fram til aktuelle eksponeringspunkter. Vanligvis brukes standard verdier fra modellene fordi stedsspesifikke måledata mangler. Dersom måledata benyttes, skal det oppgis. Typiske data som skal vurderes er:

- Omfanget av kildene (primær og sekundærkildene).
Laterale og vertikale grenser til forurenset grunn og grunnvannsområder; representative konsentrasjoner av de stoffer som man er bekymret for.
- Hydrogeologiske stedsspesifikke forhold.
Områdets stratigrafi, overflatejordforholdene, hastighet- og retning av grunnvannstrømmer, gjenvinnings/fortynningsfaktorer osv.
- Relevante punkter for eksponeringen.
Avstand fra kilden til aktuelle resipienter/mottakere av forurensningen (m.a.o. til det mest sannsynlige punktet for kontakt med forurenset jord, vann eller luft).

Det skal gis begrunnelser for alle valg som er foretatt. Eksponeringsskjema og tabell 21 og 22 skal fylles ut.

Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen fullstendig (J/N):

Maksimumskonsentrasjoner i kildeområder

Maksimumskonsentrasjoner og aktuelle forurensningsstoffer undersøkt i kildesonene (J/N):

Er alle kildene med sikkerhet identifisert (J/N):

Er kildevurderingen tilstrekkelig vurdert med hensyn til:

- andre kilder eller miljøgifter det bør analyseres på?
- omfang og detaljeringsgrad i forhold til hva som er tilstrekkelig?
- avgrensning av forurensningens utbredelse?
- stabilitet, naturlig nedbrytning/omsetning og mulighet for spredning?

Usikkerheter

Er usikkerhetene ved undersøkelsene vurdert (J/N):

- Er prøvene representative for et definert område/volum?
- Er det satt krav til nøyaktighet og usikkerhet for prøver, analyser og sluttresultater?
- Er prøvehåndteringen faglig forsvarlig hele veien fra uttak av prøver, oppbevaring og til overlevering av analyse?
- Er det gjort avtaler med laboratoriet som sikrer en forsvarlig håndtering av prøvene på laboratoriet?
- Er valgte deteksjonsgrenser og usikkerhetene i analysene tilfredsstillende?
- Er det analysert for de mest relevante parametrene?

Sannsynlig spredning av forurensning

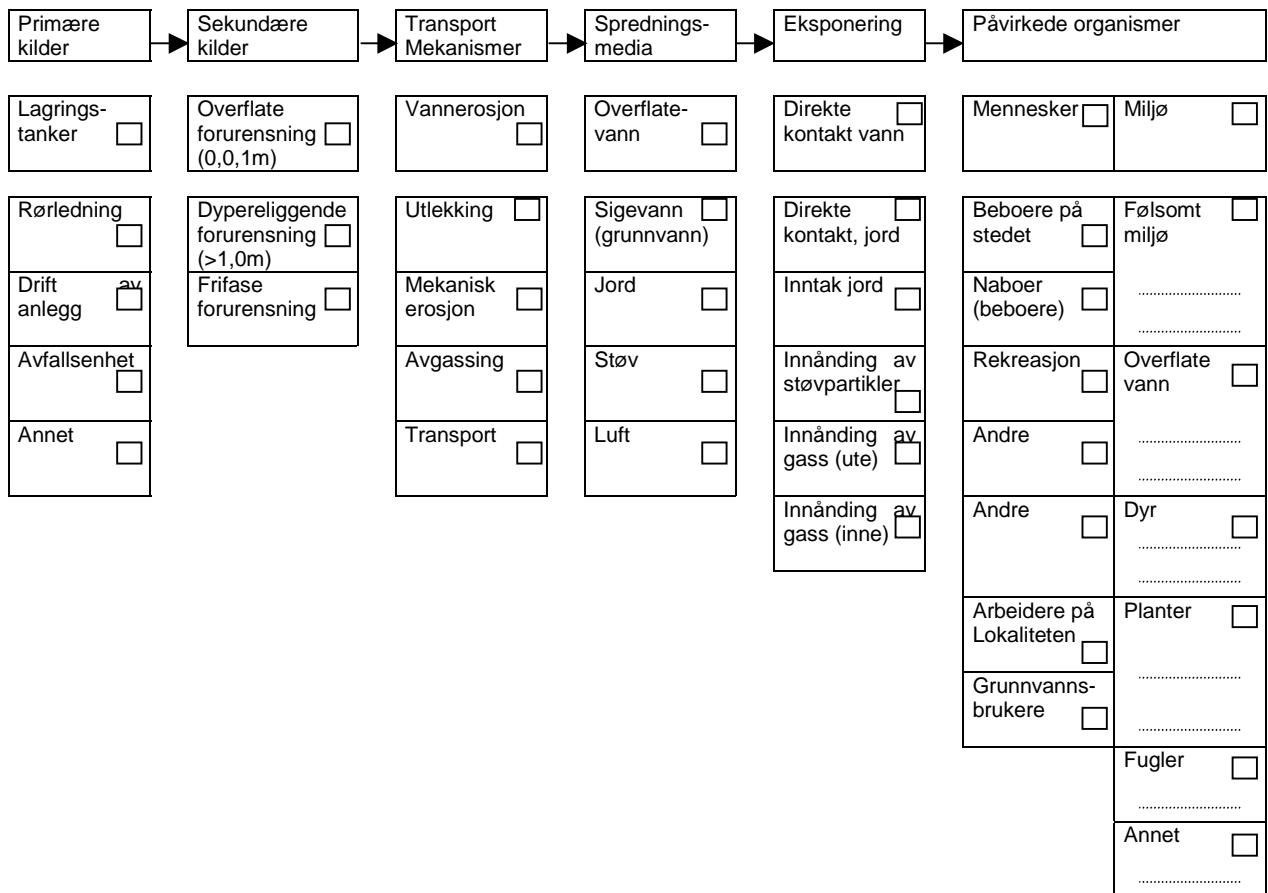
Er spredningen og sannsynligheten for denne vurdert (J/N):

- Er mest sannsynlige spredningsveier og mulige variasjoner basert på naturlige prosesser som påvirker spredning vurdert?
- Er det vurdert om det finnes andre spredningsveier som kan påvirke mennesker eller økosystem?
- Er det vurdert om forurensningen påvirkes av andre forhold enn de som er vurdert og beskrevet?
- Er det vurdert hvordan eventuell spredning vil skje (jevnt over året, ujevnt over sesonger eller over kortere tid i form av støtutslipp, avhengig av nedbør, flo/fjære osv.)?
- Er uønsket spredning i seg selv identifisert?

Eksposering

Kryss av i eksponeringsskjemaet for aktuelle eksponeringsveier

Eksposeringsskjema



Mulige konsekvenser

Er konsekvenser vurdert i forhold til konflikter knyttet til overordnede krav og lokale miljømål (J/N):

- Er konsekvenser ved annen arealbruk enn den som ligger til grunn i undersøkelsen vurdert?
- Er konsekvenser ved enkeltstoffers eller blandinger av stoffers farlighet vurdert?
- Er konsekvenser ved potensielle miljøvirkning over kortere eller lengre tid vurdert?
- Er konsekvenser av en forverring av ved endring av eksisterende barrierer, (pga bygging, erosjon eller annen nedbrytning av barrierer) vurdert?

Miljømål og akseptkriterier

Er miljømål klarlagt (J/N):

Er akseptkriterier definert (J/N):

Risikoanalyse

Er risikoanalysen gjennomført (J/N):

- Er relevante kilder, spredningsveier og mulige effekter vurdert?
- Er brukerkonflikter identifisert og vurdert?
- Er det tilstrekkelig datagrunnlag med akseptabel usikkerhet bak konklusjonene?
- Er det samsvar mellom datagrunnlag og konklusjoner?

Risikovurdering

Er risikovurderingen gjennomført (J/N):

- Er akseptkriterier og miljømål identifisert for det relevante området?
- Er datagrunnlaget godt nok til å vurdere risikoanalysen opp mot akseptkriterier?

Tabell 21. Parametre benyttet ved vurdering av transport og reaksjonsmekanismer (alle anvendte verdier) som er forskjellig fra standardverdiene og som er benyttet ved beregninger av akseptkriterier skal noteres og begrunnes

Parametre	Symbol	Standardverdier	Anvendt verdi	Begrunnelse ¹⁾
<u>Jordspesifikke data:</u>				
Vanninnhold i jord	θ_w	0,2 l vann/l jord		
Luftinnhold i jord	θ_a	0,2 l luft/l jord		
Jordas tetthet	ρ_s	1,7 kg/l		
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	0,01 (1%)		
Jordas porøsitet	ϵ	0,4		
<u>Fortynning i innendørs luft:</u>				
Innvendige volum av huset	V_{hus}	240 m ³		
Innlekkingshastigheten av poreluft	L	2,4 m ³ /d		
Arealet under huset	A	100 m ²		
Dybde til forurensning	Z	0,5 m		
Utskiftningshastigheten for luft i huset	I	12 d ⁻¹		
Diffusiviten i ren luft	D_o	0,7 m ² /d		
<u>Fortynning til grunnvann:</u>				
Jordas hydrauliske konduktivitet	k	10 ⁻⁵ m/s		
Lengde forurenset område i grunnvannstrømmens retning	L_{gw}	50 m		
Avstand fra det forurensete området til brønnen	X	0 m		
Hydraulisk gradient	i	0,02 m/m		
Infiltrasjonshastigheten	I	0,075 m/år		
Tykkelsen av akvifer	d_a	10 m		
Tykkelse av blandingssone i akvifer	d_{mix}	5,87 m		
<u>Fortynning til overflatevann:</u>				
Vannføring i overflatevannet	Q_{sw}	500.000 m ³ /år		
Bredden av det forurensete området i vinkelrett på retning av grunnvannstrømmen	L_{sw}	7,34 m		
Grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet	Q_{di}	271,7 m ³ /år		

1) Beskriv hvilke data som er benyttet og begrunn avvik fra "default verdier".

Tabell 22. Parametre og eksponeringsveier benyttet ved vurdering av eksponering av mennesker. Alle justerte verdier skal noteres og begrunnes

Parametre	Symbol	Standardverdier	Anvendt verdi	Begrunnelse ¹⁾
Oralt inntak av jord ²⁾:				
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, barn	D _{lis}	150 mg/d		
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, voksne	D _{lis}	50 mg/d		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, barn	R _{is}	10 mg/(kg·d)		
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, voksne	R _{is}	0,714 mg/(kg·d)		
Integrert livstids inntak av jord	R _{is}	1,599 mg/(kg·d)		
Hudopptak ²⁾:				
Eksponering for jord, barn		5100 mg/m ²		
Eksponering for jord, voksne		5100 mg/m ²		
Eksponert hudareal, barn		0,28 m ²		
Eksponert hudareal, voksne		0,17 m ²		
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, barn	D _{idu}	1428 mg/d		
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, voksne	D _{idu}	867 mg/d		
Fraksjon eksponeringstid, barn	f _{exp}	0,219 (80 d/år)		
Fraksjon eksponeringstid, voksne	f _{exp}	0,123 (45 d/år)		
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, barn	R _{du}	20,866 mg/(kg·d)		
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, voksne	R _{du}	1,525 mg/(kg·d)		
Integrert livstids hudeksponering	R _{du}	3,369 mg/(kg·d)		
Innånding av støv ²⁾:				
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, barn	C _{ad}	0,041 mg/m ³		
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, voksne	C _{ad}	0,041 mg/m ³		
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d		
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d		
Lungeretensjon, barn	LR	75%		
Lungeretensjon, voksne	LR	75%		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, barn	R _{id}	0,0156		
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, voksne	R _{id}	0,0088 mg/(kg·d)		
Integrert livstids innånding av støv	R _{id}	0,0094 mg/(kg·d)		
Innånding av gasser ²⁾:				
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d		
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, barn	R _{iv}	507 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)		
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, voksne	R _{iv}	286 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)		
Integrert livstids innånding av gasser	R _{iv}	307 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)		
Inntak drikkevann ²⁾:				
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, barn	D _{liw}	1 l/d		
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, voksne	D _{liw}	2 l/d		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		

Parametre	Symbol	Standardverdier	Anvendt verdi	Begrunnelse ¹⁾
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, barn	R _{iw}	0,067 l/(kg·d)		
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, voksne	R _{iw}	0,028 l/(kg·d)		
Integrert livstids inntak av drikkevann	R _{iw}	0,032 l/(kg·d)		
Inntak grønnsaker ²⁾:				
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, barn	D _{lig}	0,15 kg/d		
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, voksne	D _{lig}	0,29 kg/d		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurenkede området	f _h	0,3 (30%)		
Fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaker	f _{blad}	0,5 (50%)		
Fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaker	f _{rot}	0,5 (50%)		
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, barn	R _{ig}	0,01 kg/(kg·d)		
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, voksne	R _{ig}	0,004 kg/(kg·d)		
Integrert livstids inntak av grønnsaker	R _{ig}	0,0047 kg/(kg·d)		
Inntak fisk/skalldyr ²⁾:				
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, barn	D _{lif}	0,07 kg/d		
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, voksne	D _{lif}	0,14 kg/d		
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)		
Fraksjon av fisk fra nærliggende resipient	f _f	1 (100%)		
Fettinnhold av fisk	f	10%		
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, barn	R _{if}	0,0047 kg/(kg·d)		
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, voksne	R _{if}	0,002 kg/(kg·d)		
Integrert livstids inntak av fisk og skalldyr	R _{if}	0,0022 kg/(kg·d)		

- 1) Beskriv hvilke eksponeringsveier som inngår og hvilke data som benyttes. Begrunn alle avvik fra "default verdier" for mest følsom arealbruk.
- 2) Generelt ved beregning av inntak benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttet kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.

20.4 Trinn 3 risikovurdering

Trinn 3 risikovurdering brukes i hovedsak i de tilfeller der trinn 2 ikke egner seg eller er utilstrekkelig. På trinn 3 kan en eller flere av de punktene som inngår i trinn 2 utdypes. Som oftest betyr dette at man anvender stedsspesifikke, tilpassede modeller (numeriske), mer detaljert informasjon innsamles samtidig som det utføres sannsynlighetsbetraktninger.

Siden trinn 3 betraktninger typisk gjør at det er behov for mye mer data, blir kostnadene til datainnsamling vesentlig høyere enn for trinn 1 og 2. Dette trinnet benyttes derfor i komplekse situasjoner der kostnadene ved gjennomføring av omfattende tiltak kan bli meget store og der slike undersøkelser lønner seg. Trinn 3 er derfor ikke detaljutført i veiledningen, og sjekklister er ikke utarbeidet.

21 Skjema for bestilling av sluttrapportene fra EU-prosjektet

CARACAS Publications by LQM Press ORDER FORM

Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 1 Scientific Basis

Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. and Vegter, J. (editors), ISBN 0 9533090 0 2. First printed 1998. £25 including post and packing.

Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 2 Policy Frameworks

Ferguson, C., Kasamas, H. (editors), ISBN 0 9533090 1 0. First printed 1999. £25 including post and packing.

CARACAS, the Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe, was set up in order to address the issues relating to contaminated land risk assessment in Europe. It was established as part of the Environment and Climate RTD Programme of the European Commission and co-ordinated by the German Federal Environmental Agency. CARACAS combined the knowledge and expertise of academics and government experts from 16 European countries.

These books are one of the major outputs from this scientific partnership. They summarise the conclusions and recommendations drawn by CARACAS scientists for various practical, policy and research areas related to risk assessment of contaminated land.

To place your order please complete the form below and fax or post to:

Land Quality Management Limited
SChEME
The University of Nottingham
University Park
Nottingham NG7 2RD
United Kingdom

Phone: + 44 115 9514099
Fax: + 44 115 9514640
e-mail: jane.burroughs@nottingham.ac.uk

Please send

..... Copies of Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 1 Scientific Basis
..... Copies of Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 2 Policy Frameworks

To: Name (block letters please)

Address

.....

.....

.....

I wish to pay by cheque (payable to Land Quality Management Ltd) / invoice

I wish to pay with Credit Card

Please charge £.....to my Mastercard/Visa/Access No.....

Name on card..... Expiry Date.....

Signature Date

Prilog 3 Guide 02_2018 Classification of environmental condition in water (na norveškom



vann fra fjell til fjord

Veileder 02:2018

Klassifisering av miljøtilstand i vann

Økologisk og kjemisk klassifiseringsystem
for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver



Utgiver:

Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften



KYSTVERKET



NORGES
GEOLOGISKE
UNDERSØKELSE
- NGU -



Statens vegvesen

Dato:

Februar 2018

For mer informasjon,
kontakt Miljødirektoratet

vannportalen@miljodir.no
www.vannportalen.no

Bakgrunn:

Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften) gjennomfører EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet) i norsk rett. Forskriften har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse av vannmiljøet, og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Forskriften legger føringer konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene.

Refereres som:

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018
Klassifisering av miljøtilstand i vann

Foto forside:

Foto: Bård Bredesen, Naturarkivet

Forord

Med vanddirektivet signaliseres en ny helhetlig og økosystembasert forvaltning av alt vannmiljø i Norge og resten av Europa. Vannet skal forvaltes som en helhet, dvs. at det er grensene for nedbørfeltene og tilhørende kystområder som skal danne forvaltningsgrensene. Vannkategoriene elver, innsjøer, grunnvann og kystvann, skal ses i sammenheng. Forvaltning av vannmengder, vannkjemi, fysiske forhold og livet i vannet skal også sees under ett.

Grunnlaget for å fastslå miljøtilstanden skal være basert på faglig anerkjente kjemiske, fysiske og biologiske parametere, Miljømålet "god økologisk tilstand" baserer seg derfor på naturvitenskapelige indikatorer og på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling. For hver vannkategori definerer vannforskriften spesifikke biologiske kvalitetselementer, og for hvert kvalitetselement må hvert land definere måleparametere med tilhørende grenseverdier mellom hver tilstandsklasse. Det er dette vi kaller klassifiseringssystemet. For vann typer vi deler med naboland, skal grenseverdiene fastsettes gjennom en interkalibreringsøvelse slik at tilstandsklassene blir sammenlignbare mellom landene.

Den første versjonen av klassifiseringsveilederen med et nasjonalt økologiske basert klassifiseringssystem for vann ble gitt ut i 2009. Dette er tredje versjon som bygger på resultater fra ulike forsknings- og FoU prosjekter, samt mye utviklingsarbeid i tilknytning til den europeiske interkalibreringen. Det har kommet inn noen nye klassifiseringsmetoder i denne versjonen og det er skrevet et helt nytt kapittel om klassifisering av kjemisk tilstand. Det arbeides videre med å forbedre noen av klassifiseringsmetodene, og nye og forbedrede metoder for fisk forventes å foreligge i 2019. I tillegg er beskrivelse av overvåkingsmetoder tatt inn i denne versjonen av klassifiseringssystemet, og erstatter deler av den tidligere Overvåkingsveilederen. Det er Miljøtilstandsprosjektet under Direktoratgruppen som har hatt ansvar for arbeidet med å revidere klassifiseringssystemet og Miljødirektoratet har hatt ansvar for framdriften og kontakten med bidragsyterne i deltagende forskningsinstitusjoner.

NINA og NIVA har vært de største bidragsyterne i revisjonsarbeidet og i tillegg har forskere fra HI, Uni Research Miljø, NIBIO og Universitetet i Oslo bidratt. I den siste revisjonen har følgende forskere bidratt med tekst: Gunhild Borgersen, Janne Gitmark, Norman W. Green, Maia R. Kile, Marit Mjælde, Sissel Rannekleiv, Birger Skjelbred og Anne Lyche Solheim, (NIVA), Knut Andreas Bækkeli, Thomas C. Jensen, Randi Saksgård, Odd Terje Sandlund, Hanno Sandvik og Ann Kristin Schartau (NINA), Lars Naustvoll (HI), Eva Skarbovik (NIBIO) og Elisabeth Alve (UiO). En del tekst er videreført fra tidligere versjoner og bidragsyterne er oppsummert i respektive versjoner

Veilederen skal bidra til å lette arbeidet som skal gjøres på lokalt og regionalt nivå med å fastslå både den kjemiske og økologiske miljøtilstanden i vannforekomstene. Dette vil danne grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster, og utarbeide tiltaksanalyser og tiltaksprogram. Klassifiseringssystemet vil også være en viktig referanse for ulike myndigheter når eksisterende eller nye tillatelser til påvirkning på vannmiljøet skal vurderes. Veilederen skal bidra til at arbeidet blir gjort på en mest mulig ensartet måte i hele landet og på tvers av sektorene. Denne utgaven av veilederen ble ferdigstilt i juni 2018.

Trondheim 1.6.2018

Anders Iversen
(leder av Direktoratgruppen)

Steinar Sandøy
(leder av Miljøtilstandsprosjektet)

Innhold

FORORD	3
SAMMENDRAG	7
1 INNLEDNING	9
1.1 Bakgrunn for klassifiseringssystemet	9
1.2 Hensikt og målgruppe	10
1.3 Avgrensning og begrensninger	10
2 OM MILJØMÅL OG ØKOLOGISK KLASSIFISERING	11
2.1 Miljømål for overflatevann.....	11
2.2 Vannforskriftens miljømål og øvrige miljømål	13
2.3 Miljømål for Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF)	15
2.4 Grunnvann.....	15
2.5 Interkalibrering av klassifiseringssystemer	16
2.6 Tilstand som utløser miljøtiltak og unntaksmuligheter	16
3 KLASSIFISERING AV ØKOLOGISK TILSTAND	17
3.1 Innledning	17
3.2 Prinsipper for klassifisering av økologisk tilstand	17
3.3 Ferskvann: Kvalitetselementer og vanntyper	19
3.4 Kystvann: Kvalitetselementer og vanntyper	29
3.5 Generell klassifiseringsprosedyre for bestemmelse av økologisk tilstand.....	32
3.6 Klassifisering og tilrettelegging i Vann-Nett.....	42
4 ØKOLOGISK TILSTAND I INNSJØER	46
4.1 Planteplankton	46
4.2 Vannplanter	52
4.3 Virvelløse dyr i innsjøer	58
5 ØKOLOGISK TILSTAND I ELVER	65
5.1 Påvekstalger og heterotrof begroing	65
5.2 Vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter)	70
5.3 Virvelløse dyr i elver	72

6	TILSTAND FOR FISK I INNSJØER OG ELVER	80
6.1	Innledning	80
6.2	Klassifisering av fiskebestander.....	82
6.3	Beskrivelse av de enkelte metoder som skal brukes til å klassifisere fiskebestander	85
6.4	Hydromorfologiske støtteparametere for fisk	94
7	FYSISK-KJEMISKE STØTTEPARAMETERE I INNSJØER OG ELVER.....	99
7.1	Forsuring.....	99
7.2	Eutrofiering.....	107
8	OVERVÅKINGSMETODIKK FERSKVANN – FELTMETODER OG PRØVETAKINGSPROSEDYRER	117
8.1	Prøvetakingsprosedyre for vannkjemi og planteplankton (NS-EN 16698:2015) (Erstatter NS 9459:2004)	117
8.2	Feltmetodikk og analysemetoder for påvekststalger og heterotrof begroing (NS-EN 15708: 2009).....	119
8.3	Prøvetakingsprosedyre og analysemetode for vannplanter (NS-EN 15460:2007).....	120
8.4	Feltmetodikk krepsdyr (NS-EN 15110)	121
8.5	Overvåkningsmetodikk for bunndyr i innsjøer og elver (NS-EN ISO 10870)	124
8.6	Fisk	128
9	ØKOLOGISK TILSTAND I KYSTVANN	136
9.1	Innledning	136
9.2	Kvalitetslementer og parametere – en oversikt.....	136
9.3	Planteplankton – Eutrofiering	137
9.4	Fastsittende alger (Makroalger) - Eutrofi.....	140
9.5	Angiospermer (ålegress) - Eutrofi	156
9.6	Bløtbunnsfauna – Eutrofi, organisk belastning og sedimentering	163
9.7	Fysisk-kjemiske kvalitetslementer (unntatt miljøgifter)	171
9.8	Overvåkningsmetodikk.....	174
9.9	Hydromorfologiske kvalitetslementer	176
10	KLASSIFISERING AV GRUNNVANN	182
10.1	Grunnvannsdirektivet og vannforskriften.....	182
10.2	Kjemisk tilstand for grunnvann.....	182
10.3	Kvantitativ tilstand	185

11	KLASSIFISERING AV KJEMISK TILSTAND	186
11.1	Innledning	186
11.2	EQS: et verktøy for å vurdere tilstand.....	186
11.3	Klassifisering av tilstand	187
11.4	Krav til analyser	187
11.5	Valg av matriks	187
11.6	Klassifisering av vannprøver	190
11.7	Sediment	190
11.8	Biota	192
11.9	Grenseverdier for klassifisering av prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer under vannforskriften	199

Endring foretatt 15.10.20

Følgende delkapitler er tatt ut av veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann:

11.10 Tilstandsklasser for Prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer i ferskvann, kystvann og sediment

11.11 Tilstandsklasser for sediment

Bakgrunnen for at disse delkapitlene er tatt ut:

Tabellene med 5-delt tilstandsklasser er tatt ut av veilederen 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Disse finner du i Veileder [M-608 - 2016: Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota](#). I veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann finner du tilstandsklasser for prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer etter EQS-systemet (environmental quality standard eller miljøkvalitetsstandard) hvor tilstanden oppgis i "god" eller "ikke god tilstand", i henhold til vannforskriften.

12	BEGREPER, FORKORTELSER OG REFERANSELISTE	213
12.1	Forkortelser og begreper	213
12.2	Referanseliste	217

VEDLEGG til Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann finner du [her](#) (separat dokument).

Sammendrag

EUs vanddirektiv¹ tar sikte på at forvaltningen av vannforekomstene skal skje etter de samme prinsippene over hele Europa. Vanddirektivet er gjennomført i Norge i form av vannforskriften².

Vannforskriften har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene, og legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene. Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann er at tilstanden ikke skal forringes, og at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand, og for grunnvann minst god kjemisk og kvantitativ tilstand. Vannforskriften forutsetter at det utarbeides et klassifiseringssystem for vannforekomstene. Dette dokumentet presenterer siste oppdaterte versjon av det norske klassifiseringssystemet for miljøtilstand i vann.

Denne versjonen av klassifiseringssystemet er et resultat av mange års utviklingsarbeid i de mest sentrale forskningsinstitusjonene som arbeider med økologi i ferskvann og kystvann i Norge. I tillegg har vi hatt stor nytte av et regionalt interkalibreringsarbeid innenfor den felles europeiske gjennomføringsstrategien. Noen indekser og deler av klassifiseringssystemet er fortsatt basert på begrenset tilgang på data og det arbeides med å utvide datagrunnlaget for å sikre et enda bedre grunnlag for miljømålene og vurderingen av miljøtilstand.

Klassifiseringssystemet gir konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parametere av betydning for miljøforhold i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann. Sammen med overvåkingsdata og ekspertvurderinger danner dette det kunnskapsbaserte grunnlaget for å avklare den samlede økologiske og kjemiske tilstanden for en vannforekomst.

Økologisk tilstand for overflatevann viser dagens miljøtilstand i vannforekomsten, både når det gjelder artssammensetning, struktur og virkemåte for økosystemet.

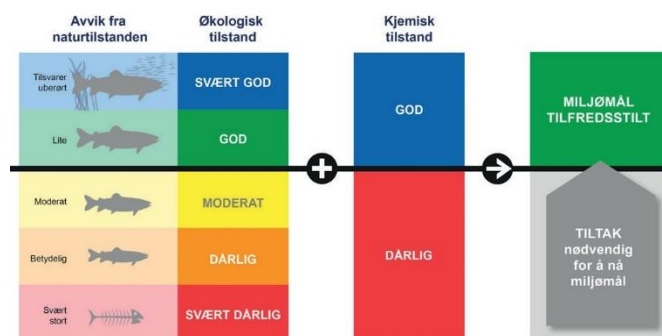
Hovedprinsippet for vannforskriftens klassifiseringssystem er at økologisk tilstand i en vannforekomst skal klassifiseres på grunnlag av biologiske kvalitetselementer, med fysiske og kjemiske forhold som støtteparametere. (Grunnvann er et unntak.)

De biologiske kvalitetselementene er:

- Planteplankton (i innsjøer og kystvann)
- Påvekstalgler (i elver)
- Vannplanter (i elver og innsjøer)
- Makroalger og ålegress (i kystvann)
- Bunndyr (i innsjø, elver og kystvann)
- Fisk (i innsjø og elver)

Det skal anvendes spesifiserte parametere og indekser for hvert kvalitetselement. Som grunnlag for klassifisering av økologisk tilstand skal det for disse parametere og indeksene angis spesifikke grenseverdier for ulike vann typer som gjør det mulig å angi avvik fra naturtilstand.

Miljøtilstand- og miljømål-klassifisering



¹ EUs rammedirektiv for vann (Europaparlaments- og rådsdirektiv 2000/60/EF om fastsettelse av rammer for fellesskapets vannpolitikk)

² Forskrift om rammer for vannforvaltningen (FOR-2006-12-15-1446)

Grensen mellom moderat og god økologisk tilstand er viktig, fordi den normalt definerer miljømålet for naturlige vannforekomster:

- For vannforekomster som ligger under denne grensen skal det (med visse unntak) iverksettes tilstrekkelige miljøforbedrende eller restaurerende tiltak slik at miljømålet (god tilstand) nås.
- Er tilstanden svært god blir grensen mellom svært god og god tilstand miljømålet fordi tilstanden ikke kan forringes
- For vannforekomster der miljømålet er nådd, må det vurderes om beskyttende eller forebyggende tiltak må iverksettes for å hindre forringelse.
- Data fra overvåkingen skal gi grunnlag for å dokumentere om miljømålene nås i løpet av planperioden.
- Vannforskriften inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der naturlige eller tekniske forhold, eller samfunnsnyttene ved aktuell bruk av vannforekomsten gjør det umulig eller uforholdsmessig kostnadskreven å oppnå miljømålet. Da kan det gis tidsutsettelse for å nå miljømålene eller det kan fastsettes mindre strenge miljømål.

Interkalibrering: Grensene for en rekke av de parameterne som presenteres i denne veilederen er allerede interkalibrerte. De vedtatte interkalibrerte grenseverdiene er juridisk bindende for medlemslandene i EU og de grenseverdiene som er interkalibrert for norske vanntyper er en del av det norske klassifiseringssystemet.

Hver vanntype har sine **klassegrenser** og vanntypen for en vannforekomst framgår av VannNett.

Vannnett: <http://vann-nett.no/portal/>

Når data fra flere kvalitetselementer brukes til klassifisering gjelder "det verste styrer" prinsippet, på linje med praksis ellers i Europa. Dette betyr at det kvalitetselementet som har dårligst tilstand styrer klassen for hele vannforekomsten, etter regler som er nærmere beskrevet i kapittel 3.

Kjemisk tilstand for overflatevann bestemmes på bakgrunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer målt i vann, sediment eller biota. I vannforskriften er det nå 45 stoffer og stoffgrupper som er definert som prioriterte stoffer. Dette er stoffer som utgjør vesentlig risiko for eller via vannmiljøet. For disse stoffene er det utviklet grenseverdier eller miljøkvalitetsstandarder (EQS: environmental quality standard), som er en grense mellom god og dårlig kjemisk tilstand. Er de målte konsentrasjoner av prioriterte stoffer under grenseverdien settes tilstand til 'oppnår god', er den over settes tilstand til 'oppnår ikke god'. Vi har nå grenseverdier for 45 stoffer i vann, 23 stoffer i biota og 28 stoffer i sediment.

I enkelte tilfeller er imidlertid listen over prioriterte stoffer ikke tilstrekkelig for å fullstendig beskrive miljøtilstanden i vannforekomster. Om det er utslipp eller forekomst av andre stoffer utover listen over prioriterte stoffer er det viktig å vurdere disse for å gi et helhetlig bilde av miljøtilstanden. I henhold til vannforskriftens vedlegg V, tabell 1.1, skal forurensning fra andre stoffer enn de prioriterte, som er påvist tilført vannforekomsten i betydelige mengder inngå som kvalitetselement i klassifisering av økologisk tilstand. Disse stoffene omtales i denne veilederen som vannregionspesifikke stoffer. Denne veilederen gir grenseverdier for et utvalg av vannregionspesifikke stoffer i vann, sediment og biota. Disse klassifiseres ved bruk av grenseverdier på samme måte som for prioriterte stoffer men inngår i klassifisering av vannforekomster som et økologisk støtteelement.

I Norge vil det i første omgang kun bli klassifisert kjemisk tilstand basert på overvåking av miljøgifter i sediment og biota. Listen over prioriterte miljøgifter vil jevnlig revideres og listen vil kunne utvides med andre forbindelser som er viktige for Norge i kommende planfaser.

Grunnvannets tilstand: Det opereres ikke med begrepet økologisk tilstand i grunnvann. Grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand kan imidlertid gjennom vannutveksling mellom grunnvann og overflatevannkilder ha avgjørende betydning på overflatevannets økologiske tilstand, og kan derfor spille en avgjørende rolle i den økologiske vurderingen av vannforekomster. Grunnvann klassifiseres imidlertid kun som enten god eller dårlig tilstand i henhold til kvalitetskravene i Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannforskriften).

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for klassifiseringssystemet

Kravet til et klassifiseringssystem er presisert i vannforskriftens vedlegg V som sier at Norge skal utarbeide et klassifiseringssystem, med 5 tilstandsklasser for økologisk tilstand (svært god til svært dårlig) og 2 tilstandsklasser for kjemisk tilstand (god eller dårlig). Ved hjelp av dette klassifiseringssystemet skal alle vannforekomster plasseres i en økologisk og en kjemisk tilstandsklasse. Klassegrensene for enkelte av parameterne er resultat av et interkalibreringsarbeid i Europa der land med like vann typer er blitt enige om harmoniserte klassegrenser. Interkalibreringen skal sikre sammenliknbar gjennomføring og ambisjonsnivå landene imellom og sikre at klassegrensene er i samsvar med definisjonene i vanddirektivet. De interkalibrerte grenseverdiene blir et teknisk vedlegg til vanddirektivet og er bindende for medlemslandene. Les mer om dette i kap 3.

Flere av Norges ledende vannøkologer har vært med å utarbeide klassifiseringssystemet og tilhørende veiledningsmateriell. Denne utgaven er en revisjon av klassifiseringssystemet fra 2009 (Veileder 01:2009) 2013 (Veileder 02:2013). Revisjonen er basert på arbeid i ulike FOU prosjekter og tredje, og siste fase av det europeiske interkalibreringsarbeidet.

I forhold til tidligere klassifiseringssystem av vann er det nå mer vekt på biologi, klassegrenser er tilpasset vann type, og det legges opp til et mer helhetlig system som på sikt skal ta hensyn til de viktigste påvirkningstypene på økologiske forhold i vann. Denne versjonen av klassifiseringssystemet blir ikke gitt ut i en egen papirversjon men vil finnes som en nedlastbar PDF fil på Vannportalen.

De enkelte kapitlene er utarbeidet med hjelp av forskere fra NINA, NIVA og Havforskningsinstituttet.



Bukkeblad. Foto: Lise Sørensen

Vannforskriften gjennomfører vanndirektivet i norsk rett.

Direktivet har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse av vannmiljøet, og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Direktivet legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene.

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand og for grunnvann minst god kjemisk og kvantitativ tilstand innen 2021.

1.2 Hensikt og målgruppe

Dette offisielle klassifiseringssystemet retter seg i første rekke til aktører som er involvert i utarbeidelse av forvaltningsplaner med tiltaksprogram i vannregionene, samt øvrige aktører innen vannovervåking, vassdragsforvaltning og forvaltning av kystsonen.

Klassifiseringssystemet er overgripende for hvordan tilstandsklassifiseringen av vannforekomster skal utføres og følges opp for å få en enhetlig tilstandsklassifisering av alt vann i Norge. Systemet vil bli oppdatert når ny kunnskap gjør det hensiktsmessig.

1.3 Avgrensning og begrensninger

Det mangler fortsatt enkelte klassifiseringsparametere med tilhørende grenseverdier. En del av grenseverdiene har større grad av sikkerhet da de er basert på resultater fra den første fasen av den europeiske interkalibreringen av klassifiseringssystemer. Norge har bidratt med mye data i dette arbeidet, for eksempel med data for klorofyll a fra innsjøer. Andre grenseverdier er mer usikre da de er satt på bakgrunn av begrenset datamateriale kombinert med ekspertskjønn. Disse grenseverdiene må testes med nye data og evt. nye parametere i neste fase av arbeidet.

Følgende påvirkninger og kvalitetselementer er inkludert:

- Eutrofiering og fysiskekjemiske parametere i elver og innsjøer (næringssalter)
- Eutrofiering og planteplankton, både i innsjøer og kystvann (kun klorofyll a foreløpig)
- Eutrofiering og vannvegetasjon i innsjøer
- Eutrofiering og makroalger og ålegress i kystvann
- Eutrofiering/organisk belastning og bunnfauna i elver og kystvann
- Forsuring og fysiskekjemiske parametere i elver og innsjøer
- Forsuring og begroingsalger i elver
- Forsuring og bunnfauna i elver og innsjøer
- Forsuring og fisk i elver og innsjøer
- Hydromorfologiske inngrep/endringer og fisk i elver og innsjøer

På grunn av manglende datagrunnlag vil det for noen vann typer mangle både klassifiseringsparametere og grenseverdier. For disse vann typene må mer data og erfaringer samles inn før parametere kan velges og grenseverdier settes. Dette gjelder for eksempel fjorder, leirpåvirkede innsjøer og svært grunne innsjøer.

Klassifiseringssystemet inneholder også overvåkingsmetodikk, samt oversikt over anbefalt frekvens og omdrev på basisovervåking.

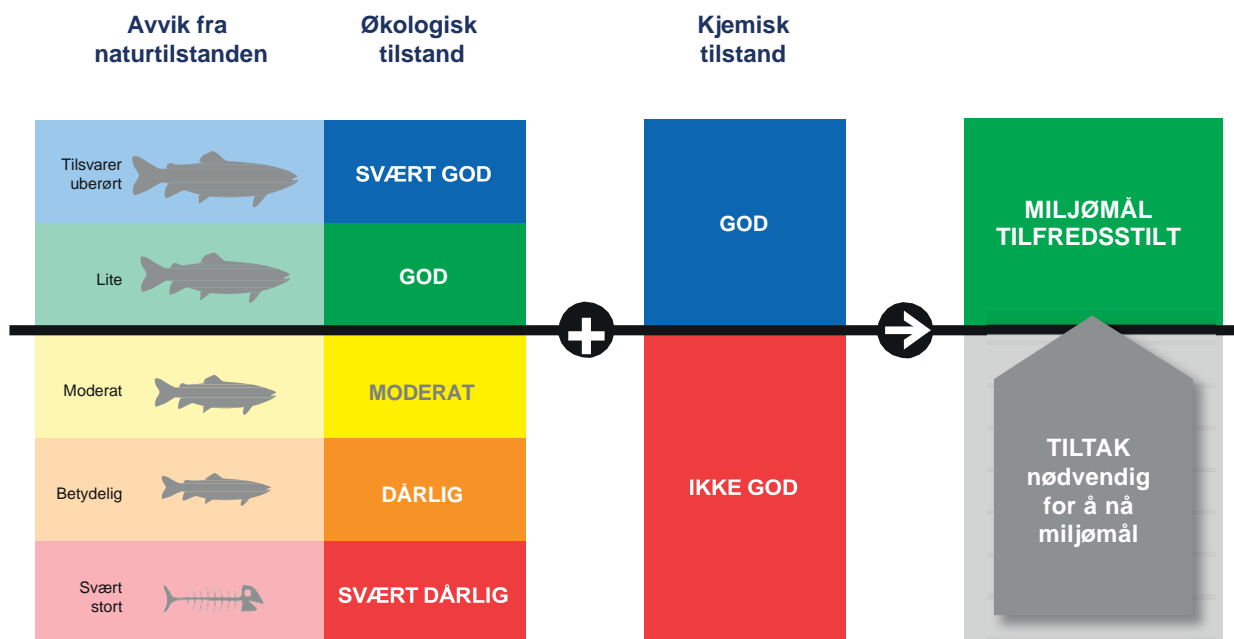
2 Om miljømål og økologisk klassifisering

2.1 Miljømål for overflatevann

- I henhold til vannforskriften §4 skal alle vannforekomster ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand.
- Grensen mellom moderat og god tilstand er viktig fordi det vanligvis er grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster. For vannforekomster som ligger under denne grensen skal det (med visse unntak) iverksettes miljøforbedrende tiltak slik at miljømålet (minst god tilstand) nås.
- For vannforekomster der miljømålet er nådd, må det vurderes om forebyggende tiltak må iverksettes for å hindre forringelse.
- Data fra overvåkingen skal gi grunnlag for å dokumentere om miljømålene nås i løpet av planperioden.
- Direktivet inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/naturlige forhold nødvendiggjør tidsutsettelse eller mindre strenge miljømål (§ 9 og 10 i vannforskriften).

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand¹ innen 2021. Ved fastsetting av miljømål kan vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/naturlige forhold nødvendiggjøre bruk av unntaksmulighetene i vanddirektivet, for å sikre at forvaltningsplanene og tiltaksprogrammet blir realistiske og gjennomførbare.

Miljøtilstand- og miljømål-klassifisering

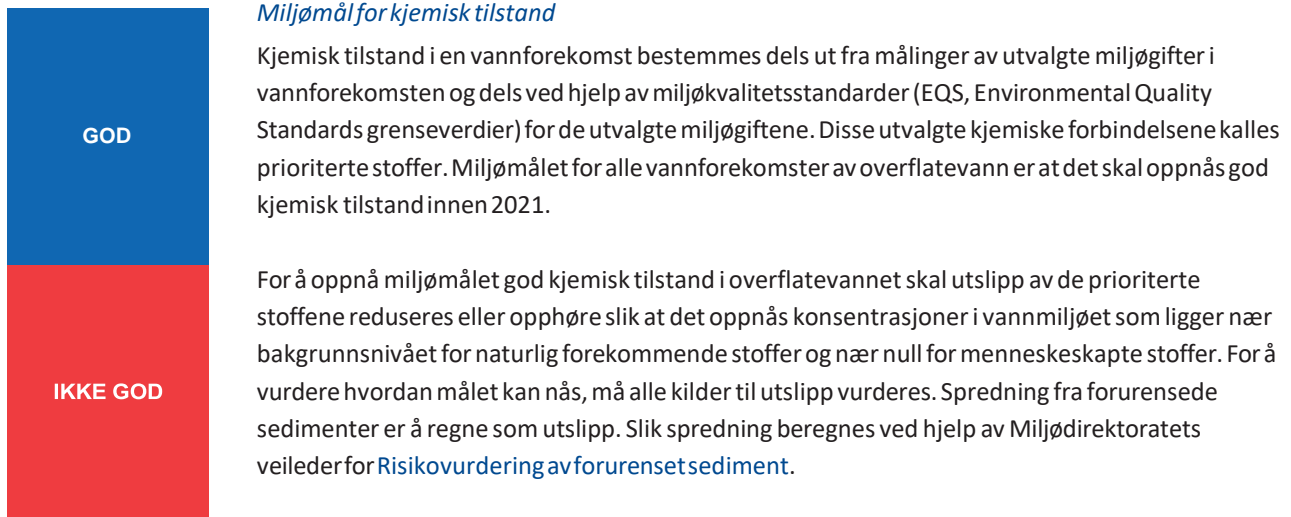


Figur 2.1 Vanddirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Dette betyr at i vannforekomster der miljømålene ikke er tilfredsstillende, må miljøforbedrende og/eller gjenopprettende tiltak iverksettes. Forebyggende tiltak for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstiller miljømålene (god eller svært god tilstand) må også vurderes.

¹ Vannforekomster med naturlig høye konsentrasjoner av metaller (eks. jernutfellinger) må defineres som en egen vanntype ved videre utvikling av klassifiseringssystemet. Miljømålet for disse er likevel god økologisk og kjemisk tilstand ut fra definisjonen av disse to begrepene

Miljømål for økologisk tilstand

God økologisk tilstand er definert som "akseptable avvik fra naturtilstanden" for de biologiske elementene, samt for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere. Hva som menes med "akseptable avvik" er nærmere beskrevet for de biologiske elementene i Vedlegg V i vannforskriften (Annex V i vanddirektivet), mens de kvantitative grenseverdiene for forskjellige indikatorer er gitt i denne veilederens kap. 4, 5, 6 og 7 for ferskvann og kap. 9 for kystvann.



Figur 2.2 viser de to tilstandsklassene for kjemisk tilstand.



Muruvik – Meråker verkhavn. Foto: Line Fjellvær

De prioriterte stoffene er delt i prioriterte farlige stoffer og prioriterte stoffer. Av de 33 prioriterte stoffene er 11 karakterisert som prioriterte farlige stoffer, fordi de er spesielt giftige eller ikke nedbrytbare. Utslipp og annen tilførsel av disse stoffene skal opphøre innen 2020. For resten av listen, prioriterte stoffer (22 forbindelser), skal utslippene reduseres kontinuerlig slik at konsentrasjonsmålene gitt ved EQS-verdier for de forskjellige stoffene (EQS) oppnås innen 2021.

Mer informasjon om kjemisk tilstand og grenseverdier for ulike miljøgifter er gitt i kap.10.

Karakterisering – klassifisering

Målet med karakteriseringsprosessen er å klarlegge om det er sannsynlig at en vannforekomst ikke vil nå miljømålene. Miljømålene for en vannforekomst angis som en økologisk tilstand: Dersom det ikke er gitt unntak vil miljømålet være enten svært god eller god tilstand (godt økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster). For å avgjøre om miljømålene nås må en derfor fastsette den sannsynlige økologiske tilstanden for en vannforekomst ved utgangen av planperioden. Dette gjøres ved å fastsette dagens miljøtilstand, det vi kaller klassifisering, og vurdere sannsynligheten for endringer fram til utgangen av planperioden, f.eks. som følge av gjennomførte eller planlagte tiltak eller ved forventet endring i påvirkningsbildet. Er det gitt tidsutsettelse for miljømålsoppnåelsen må denne vurderingen gjøres for en eller flere planperioder fram i tid. Klassifiseringen er altså et øyeblikksbilde for det eller de tidspunkt overvåkingsdataene stammer fra. Men er overvåkingsdataene gode er dette et svært godt utgangspunkt for å vurdere miljømålsoppnåelsen.

2.2 Vannforskriftens miljømål og øvrige miljømål

Dagens tilstand

Informasjon om vannforekomstenes (VF) tilstand skal gjøres tilgjengelig i VannNett. Det skal vurderes hvilke påvirkningsfaktorer (sektorer og kilder) som er av betydning, hvilke miljøproblemer som er dominerende, og hvilken betydning dette har for befolkningen, samt effekter av tiltak som er satt i verk eller som settes i verk. Det skal vurderes hvilke brukerkonflikter som finnes og hvordan påvirkningsfaktorene for vannmiljøet kommer til å utvikle seg fremover. For mer informasjon om dette, se karakteriseringsveileder 02:2018.

Vannforskriftens miljømål

Miljømålene som framkommer gjennom det systematiske arbeidet som følger av vanddirektivet er et felles europeisk minimumsmål både når det gjelder hvilke kvalitetselementer man skal måle på og hvilke grenseverdier som skal tilfredsstilles. Klassegrenser for disse skal være overførbare til sammenlignbare vann typer på tvers av landegrensene, gjennom den såkalte "interkalibreringen". Miljømål for økologisk og kjemisk tilstand (slik det står i vannforskriftens §§ 4 og 7 overflatevann) kan leses ut fra klassifiseringssystemet. Klassifiseringssystemet gir parameterverdien for grensen mellom god og moderat tilstand for de ulike kvalitetselementene og parameterne. Er dagens tilstand bedre enn denne grenseverdien er det dagens tilstand som er miljømålet for vedkommende parameter eller kvalitetselement. For de prioriterte stoffene er EQS-verdien miljømålet.

Samtidig forutsetter vannforskriften at det vurderes om forebyggende tiltak er nødvendige for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstiller miljømålene.

Miljømål eller krav satt i henhold til annen lovgivning

I vassdrag der det er fastsatt strengere miljømål enn standard miljømål må de strengeste målene innfris (§ 13 i vannforskriften, om forholdet til andre miljøbestemmelser). Eksempler kan være bestemmelser gitt i noen av vanddirektivets datterdirektiver (for drikkevann, avløpsvann m.v.), nasjonalt lov og forskriftsverk, juridisk bindende planer etter plan og bygningsloven, vilkår i konsesjoner eller tillatelser etter særlover (for eksempel utslippstillatelser etter forurensingsloven, klausuleringsbestemmelser for vannverk) og vedtak om vern/beskyttelse etter naturvernloven, kulturminneloven, verneplan for vassdrag eller nasjonale laksefjorder og vassdrag. Her må også flere og andre vannrelaterte kvalitetselementer enn de som er omfattet av miljømål iht. §§ 4 og 7 i vannforskriften tas hensyn til, som en naturlig del av en helhetlig vannforvaltning som vanddirektivet legger opp til.



Rent drikkevann i fjellet. Foto: Bård Bredeesen, Naturarkivet

Egnethet for bruk

Vannforvaltningsplanen skal etter vanddirektivet ivareta de vannbaserte brukerinteressene (bading, drikkevann osv) (Article 4, §1 c, Annex IV). Man skal tilfredsstillere krav gitt i de underliggende direktiver hvor bruk er regulert, evt. skal nasjonale retningslinjer og forskrifter benyttes. I og med at det er ulik bruk av vann og vannforekomster, og forskrifter og retningslinjer for bruk sorterer under forskjellige departementer, og direktorater, er det i dag uoversiktlig og vanskelig å avgjøre om en vannforekomst tilfredsstillere krav og/eller er egnet til ulik bruk. Det vil derfor være hensiktsmessig for den lokale forvaltning å få en samordnet og oppdatert egnethetsklassifisering for bruk.

[Veiledning 97:04 SFT Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann](#) og [Veiledning 97:03 SFT Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann](#) inneholder en veiledning for klassifisering av egnethet for bruk, men siden dette systemet ble utarbeidet har det skjedd betydelige endringer med hensyn til krav og normer for vannkvalitet når det gjelder menneskers bruk av vann til ulike formål. Mye av dette har kommet inn med vanddirektivets underliggende direktiver, for eksempel Drikkevannsdirektivet, Avløpsdirektivet, mm. I tillegg har landbruket utredet kvalitetsnormer for vanning i jordbruket.

Mattilsynet har overtatt ansvaret for drikkevannsforvaltningen, og det er utgitt en ny drikkevannsforskrift med veileder. Det er således behov for å revidere eksisterende veiledere for klassifisering av egnethet for bruk.

Vi legger ikke opp til å klassifisere etter andre kvalitetselementer enn de vi har etablert klassegrenser for. Miljøsmål kan imidlertid også knyttes til øvrige forhold enn det som følger av kriteriene for økologisk og kjemisk tilstand. For eksempel kan det settes miljøsmål knyttet til mengden bakterier i områder hvor dette er hensiktsmessig med tanke på bruken av vannet, for eksempel næringsvirksomhet (jordvanning). Slike miljømålskriterier skal i så fall følge rammer for bruk innen det enkelte område, for eksempel er det utarbeidet egne retningslinjer for vanning i jordbruket. Forslag til nye grenseverdier for mikrobiologiske og kjemiske og fysisk-kjemiske parametere til slike formål finnes i NIVArapport 57082008. Inntil disse forslagene er godkjent av ansvarlige myndigheter bør de eksisterende systemene benyttes ([SFT97:04](#) og [SFT97:03](#)).

2.3 Miljømål for Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF)

En vannforekomst av overflatevann som har gjennomgått fysiske eller hydrologiske endringer som følge av samfunnsnyttig menneskelig virksomhet kan utpekes som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Vannforekomster som er definert som en SMVF kan ikke oppnå miljømålet "god økologisk tilstand" uten tiltak som vil gå vesentlig ut over formålet eller miljøet generelt (§5 i Vannforskriften). SMVF er ikke et unntak, men en egen kategori med egne tilpassede økologiske miljømål, som går ut på å avbøte inngrepet mest mulig og ta hensyn til det fysiske formålet. Miljømålet for SMVF kalles "godt økologisk potensial" (GØP), men i tillegg er det også krav om minst god kjemisk tilstand på linje med naturlige vannforekomster.

Definisjon av Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF)



Klassifiseringssystemet som er beskrevet her vil også være en del av grunnlaget for å avgjøre om en vannforekomst bør utpekes som SMVF. For vannforekomster som er utpekt som SMVF, vil det settes tilpassede økologiske klassegrenser som vil variere fra vannforekomst til vannforekomst, avhengig av hvor omfattende det fysiske inngrepet er og muligheten for ytterligere tiltak. For SMVF påvirket av vannkraft gjelder nasjonale føringer, mens dette ikke er utarbeidet for øvrige sektorer. Alle tiltak som vil ha god økologisk effekt skal utredes som grunnlag for GØP.

Klassegrensene for kjemisk tilstand (prioriterte stoffer) gjelder likevel for alle overflatevannforekomster, også de som utpekes som SMVF. Fastsettelsen av miljømål for SMVF er nærmere beskrevet i [Veileder 01:2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak.](#)

2.4 Grunnvann

Vanndirektivets bestemmelser for grunnvann og utfyllende bestemmelser i grunnvannsdirektivet om kjemisk og kvalitativ tilstand, samt reversering av trender, er innført i Norge ved at de er tatt inn i vannforskriftens § 6 og vedleggene V og IX.

Miljømål og tilstand for grunnvann: Miljømålene for grunnvann er definert i vannforskriftens § 6 der det heter at: *Tilstanden i grunnvann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes og balansen mellom uttak og nydannelse sikres med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god kjemisk og kvantitativ tilstand.* God kjemisk og kvantitativ tilstand er nærmere definert i vedlegg V. Terskel- og vendepunktverdiene for klassifisering av kjemisk tilstand er gitt i vedlegg IX. Terskelverdien er en fastsatt konsentrasjon av stoffer i grunnvannet som definerer grensen mellom god og dårlig kjemisk

tilstand (miljømålet). Vendepunktverdien er en noe lavere fastsatt verdi for konsentrasjon av stoffer i grunnvannet. Hvis denne verdien overskrides skal det vurderes om grunnvannsførekosten over tid vil stå i fare for ikke å oppnå miljømålet.

For grunnvann som drikkevann er det drikkevannsforskriftens kvalitetskrav som gjelder. Dersom kvalitetskravene i vannforskriftens vedlegg IX er strengere enn drikkevannsforskriftens er det vannforskriftens kvalitetskrav som skal benyttes i tilstandsvurderingen av grunnvannsførekosten.



Grunnvannsovervåking. Foto: Roger Roseth, NIBIO

2.5 Interkalibrering av klassifiserings-systemer

Vandirektivet og vannforskriften krever at land som har felles vanttper skal interkalibrere sine klassifiseringssystemer, for å sikre at klassifiseringssystemene er sammenlignbare, og at landene har sammenlignbare grenseverdier for god økologisk tilstand.

Arbeidet er organisert i geografiske regioner, såkalte GIGer. Geographical intercalibration group, (geografiske interkalibreringsgrupper på norsk). Norge har vært med i den nordiske interkalibrerings gruppen for elver og innsjøer (Northern GIG), samt i nordøstatlantisk GIG (NEAGIG) for kystvann, og har bidratt med mye data og ekspertise for å sikre at parameterne og grenseverdiene er relevante for norske forhold. De vedtatte interkalibrerte grenseverdiene er juridisk bindende. De grenseverdiene som gjelder for norske vanttper er et eget vedlegg til vannforskriften og inkludert i klassifiseringssystemet.

2.6 Tilstand som utløser miljøtiltak og unntaksmuligheter

For nærmere omtale av tiltaksplanlegging, samfunnsøkonomiske vurderinger og unntaksbestemmelser viser vi til Tiltaksveilederen, kapitlene 1.2, 1.3 og 4.

Enkelte sektorer har i en forlengelse av denne veilederen utarbeidet tiltaksveileder som er rettet spesielt mot tiltak i egen sektor, for eksempel landbruket (www.nibio.no/tiltak).

For å vurdere om det er nødvendig med tiltak mot forurensede sedimenter (miljøgifter), bør det gjennomføres en risikovurdering. Miljødirektoratets veileder for Risikovurdering av forurenset sediment skal benyttes til dette.

Tiltak omtales også i flere §§ i vannforskriften.

3 Klassifisering av økologisk tilstand

3.1 Innledning

Dette kapitlet er en gjennomgang av regler og retningslinjer for klassifisering av økologisk tilstand i overflatevann. Klassifiseringen er forankret i vannforskriftens vedlegg V hvor et klassifiseringssystem for økologisk tilstand med 5 tilstandsklasser beskrives normativt.

3.2 Prinsipper for klassifisering av økologisk tilstand

I henhold til vannforskriften skal vannforekomsten klassifiseres mht. økologisk tilstand basert på biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer (se kap. 4-9). Klassifiseringssystemet for økologisk tilstand omfatter fem tilstandsklasser: Svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig, der svært god tilstand også kalles referansetilstand. Referansetilstanden er i denne sammenhengen definert som tilstanden for et kvalitetselement der det er liten eller ingen menneskelig påvirkning på vannforekomsten. Referansetilstanden er derfor også omtalt som naturtilstand.

Vedlegg V til vannforskriften har normative definisjoner for tilstandsklassene svært god, god og moderat tilstand for alle kvalitetselementer. Ved fastsettelsen av de kvantitative klassegrensene for hvert kvalitetselement har det vært et krav at grenseverdiene er i samsvar med de normative definisjonene i vannforskriften.

For å kunne klassifisere den økologiske tilstanden for de biologiske kvalitetselementene er det utviklet indekser for hvert biologiske kvalitetselement som er egnet til å måle responsen på en gitt påvirkning (f.eks. eutrofiering, forsurening, hydromorfologiske endringer). Disse er nærmere beskrevet i kapittel 4, 5, 6 og 9. Klassegrensene skal settes ut fra doserespons kurver mellom indeksen (responsen) og den påvirkningen som indeksen responderer på (dosen), og skal være i samsvar med de normative definisjonene i vannforskriften. For å måle avviket fra referansetilstanden er forholdet mellom observerte verdier og vanntypespesifikke referanseverdier for den aktuelle parameteren eller indeksen beregnet. Dette forholdet kalles økologisk kvalitetskvotient (ecological quality ratio, EQR), og varierer fra 0 til 1, der 1 er best (referansetilstand). Klassegrensen svært god/god representerer nedre grense for vannforekomster i referansetilstand, mens klassegrensen god/moderat angir miljømålet for en gitt vanntype. For å sikre at disse klassegrensene er sammenlignbare mellom land (og i tråd med de normative definisjonene gitt i Tabell 3.1) er indeksverdier som angir klassegrensen svært god/god og klassegrensen god/moderat for en nasjonal vanntype interkalibrert mellom land som har like vanntyper. Disse interkalibrerte klassegrensene er juridisk bindende for alle medlemsland (Intercalibration Official Decision, EC 2018). Norge har interkalibrert klassegrensene med andre land i Nord-Europa som har sammenlignbare vanntyper.



Foto: Maria Pettersvik Arvnes

Den økologiske tilstanden for vannforekomsten bestemmes ut fra det kvalitetselementet som angir den dårligste tilstandsklassen (eller den laveste EQR verdien) i forhold til forskjellige påvirkninger. Dette kalles det verste styrer prinsippet («oneoutallout») og er beskrevet i kap. 3.5.5, trinn 1. Poenget med dette prinsippet er å unngå at noen påvirkninger kan bli oversett, og å beskytte det mest følsomme kvalitetselementet for de forskjellige påvirkningene (førstestyrer prinsippet).

Tabell 3.1 Generelle normative definisjoner for de økologiske tilstandsklassene. Se for øvrig vannforskriftens vedlegg 5 kap. 1.2.1-1.2.5 der slike definisjoner er gitt for hvert av de biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene i hver av overflatevannkategoriene (elver, innsjøer, brakkvann, kystvann), samt for økologisk potensial for sterkt modifiserte eller kunstige vannforekomster.

Tilstandsklasse	Normativ definisjon
Svært god	Det er ingen, eller bare ubetydelige, menneskeskapte endringer i verdiene for fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst i forhold til dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold. Verdiene for biologiske kvalitetselementer for overflatevannforekomsten tilsvarer dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold, og viser ingen, eller ubetydelige, tegn på endring. Det dreier seg om typespesifikke forhold og samfunn.
God	Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold. De fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene når ikke nivåer som er utenfor intervallet som er fastsatt for å sikre at det typespesifikke økosystemet fungerer, og for at verdiene angitt for god tilstand for de biologiske kvalitetselementene oppnås.
Moderat	Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst avviker moderat fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold. Verdiene viser moderate tegn på endring som følge av menneskelig virksomhet og er vesentlig mer endret enn under forholdene for god tilstand. Forholdene for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene er slik at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt for moderat tilstand kan oppnås.
Dårlig	Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen vannforekomst viser tegn på omfattende endringer, og avviker vesentlig fra det som normalt forbindes med typen overflatevannforekomst under uberørte forhold.
Svært dårlig	Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen vannforekomst viser tegn på alvorlige endringer, og store deler av de relevante biologiske samfunnene som normalt forbindes med typen overflatevannforekomst under uberørte forhold er fraværende.



Båt på ferskvann. Foto: Lise Sørensen.

3.3 Ferskvann: Kvalitetslementer og vanntyper

Dette kapitlet gir en oversikt over hvilke kvalitetslementer med tilhørende indekser og parametere som er egnet for å måle effekten av forskjellige påvirkninger i elver og innsjøer (3.3.1), og hvilke vanntyper som er definert for elver og innsjøer (3.3.2).

Tabell 3.2 Innsjøer: Kvalitetslementer og indekser/parametere som det finnes klassegrenser for og relevante påvirkninger. Indeksene er nærmere beskrevet i kapittel 4.		
Biologiske Kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Planteplankton	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) Totalt algevolum (mg/l) Artssammensetning: PTI Cyanobakterier maksvolum (mg/l)	Eutrofiering
Vannplanter	Artssammensetning: TIC Artssammensetning: WIC Artssammensetning: AIC	Eutrofiering Hydromorfologiske endringer: Vannstandsvariasjon Forsuring
Bunnfauna	Artssammensetning: LAC1, LAC2, MultiClear, LAMI, Forsuringsindeks 1 Terskelindikatorer: Marflo, skjoldkreps, edelkreps	Forsuring Alle typer påvirkninger
Fisk	Abundans: WS-FBI Aindex W3, Eindex W5 Abundans: utbytte aure (CPUE) Abundans: bestandsnedgang (%) Artssammensetning: NEFI	Eutrofiering Forsuring Generell påvirkning Generell påvirkning
Fysisk-kjemiske kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Næringsalter	Total fosfor ($\mu\text{g/l}$) Total nitrogen ($\mu\text{g/l}$) Siktedyp (m) Oksygen bunnvann (mg/l) Ammonium ($\text{NH}_4 + \text{NH}_3$) (mg/l)	Eutrofiering Eutrofiering Eutrofiering Eutrofiering / Organisk belastning Eutrofiering / Organisk belastning
Forsuringsparametere	pH ANC ($\mu\text{ekv/l}$) LAL (labilt aluminium) ($\mu\text{g/l}$)	Forsuring
Miljøgifter (vannregionspesifikke stoffer). For prioriterte stoffer, se kap. 10)	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten	Miljøgiftpåvirkning
Hydromorfologiske kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Hydrologisk regime	Vannstandsvariasjoner: Vinternedtapping Regulerings høyde (m)	Hydromorfologisk påvirkning: Oppdemming / nedtapping
Morfologi	Endringer i vanddekket areal	Hydromorfologisk påvirkning: Oppdemming / nedtapping

Tabell 3.3 Elver: Kvalitetslementer og indekser/parametere som det finnes klassegrenser for og relevante påvirkninger. Indeksene er nærmere beskrevet i kapittel 5.

Biologiske Kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Påvekstalger	Artssammensetning (PIT) Artssammensetning (AIP)	Eutrofiering Forsuring
Heterotrof begroing	Bakterier («Lammehaler») og sopp (dekningsgrad)	Organisk belastning
Virvelløse dyr	Artssammensetning: ASPT Artssammensetning: RAMI, Forsuringsindeks 1, Forsuringsindeks 2 Terskelindikator: Elvemusling, edelkreps	Organisk belastning Forsuring Alle typer påvirkninger
Fisk	Tetthet: Ungfisklaksefisk	Generell påvirkning
Fysisk-kjemiske Kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Næringssalter	Total fosfor ($\mu\text{g/l}$) Total nitrogen ($\mu\text{g/l}$) Oksygen bunnvann (mg/l) Ammonium ($\text{NH}_4 + \text{NH}_3$) (mg/l)	Eutrofiering Eutrofiering Eutrofiering / Organisk belastning Eutrofiering / Organisk belastning
Forsuringsparametere	pH ANC ($\mu\text{ekv/l}$) LAL (labilt aluminium) ($\mu\text{g/l}$)	Forsuring
Fysisk-kjemiske støtteparametre (vannregionspesifikke stoffer). For prioriterte stoffer, se kap. 10	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten	Miljøgiftpåvirkning
Hydromorfologiske kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Hydrologisk regime	Vannstandsvariasjoner Vannføringsvariasjoner	Hydrologisk påvirkning (vannkraft)
Morfologi	Kontinuitet (vandringshindre) Endringer i vanndekket areal Struktur av kantsonen Struktur på elveleiet Substrattyp	Morfologisk påvirkning (vannkraft, transport, landbruk, urbanisering)

3.3.2 Økoregioner og vanntyper og for elver og innsjøer

Norske vannforekomster er gruppert i vanntyper som har forskjellige naturgitte miljøforhold med tanke på geologi, klima og morfologi, f.eks. kalkrike grunne lavlandssjøer og kalkfattige dype fjellsjøer. De forskjellige vanntypene har forskjellig referansetilstand for de biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetslementene (Tabell 3.2 og 3.3 for henholdsvis innsjøer og elver ovenfor). De naturlige miljøforholdene for hver vanntype beskrives ved et sett typologifaktorer som er av stor betydning for biologien.

Norske vannforekomster er videre gruppert i 6 økoregioner ut fra klimatiske forhold og biogeografiske utbredelsesmønstre for forskjellige biologiske kvalitetslementer, f.eks. fisk og bunnfauna (Figur 3.1). Særlig fisk har en innvandringshistorie som gjør at det finnes naturlig flere fiskearter på Østlandet og i ØstFinmark enn på Vestlandet og i ytre strøk av Nord-Norge.

Typologifaktorene og inndelingen av hver faktor er gjort dels ut fra Vedlegg II i vannforskriften og dels ut fra analyser av biologiske data langs forskjellige naturlige miljøgradienter (Lyche Solheim m.fl. 2003, 2004). Endelig avgrensning av typekategoriene (f.eks. geologifaktorene kalsium og humus) er også gjort i dialog med andre land i Nord-Europa (Sverige, Finland, England og Irland), som første ledd i interkalibreringsprosessen (se kap. 3.2). Tabell 3.4 viser de typologifaktorene som brukes til definisjon av vanntyper for innsjøer og elver.



Figur 3-1: Kart over økoregioner for ferskvann

Tekstboks 3.1

Eksempler på angivelse av vanntype i Vann-Nett for innsjøer og elver.

Eksempel 1: Innsjøen Maridalsvannet i Oslo kommune tilhører økoregion Østlandet og klimaregion lavland. Innsjøen er middels stor, kalkfattig, klar mht. humusinnhold, klar mht. turbiditet og er dessuten estimert til å være dyp. I Vann-Nett vil vanntypen beskrives som *middels, kalkfattig, klar (TOC 2-5 mg/l), klar, dyp (estimert)*. Innsjøtype L105b, vanntypekoden i Vann-Nett er LEL22116. Maridalsvannet tilhører dessuten den interkalibrerte vanntypen *L-N2b – kalkfattig, klare og dype innsjøer i lavlandet*.



Maridalsvann, Oslo. Foto: Torsten Källqvist, NIVA

Eksempel 2: Elva Kaperelva i Tranøy kommune i Troms tilhører økoregion Nord-Norge ytre og klimaregion skog. Elva er middels stor, kalkfattig, humøs mht. humus og klar mht. turbiditet. I Vann-Nett vil vanntypen beskrives som *middels, kalkfattig, humøs, klar*. Elvetype R206, vanntypekoden i Vann-Nett er RNM2221. Kaperelva tilhører dessuten den interkalibrerte vanntypen *R-N9 – kalkfattig og humøse elver i lavland og skog*.



Kaperelva, Troms. Foto: Sidsel Grønvik, NIVA

Tabell 3.4 Oversikt over typologifaktorer for vannforekomster i ferskvann. I Vann-Nett er vanntypen gitt ved en kode bestående av 7 tegn for elvene og 8 tegn for innsjøene, der faktorene presenteres i følgende rekkefølge: vannkategori-økoregion-klimaregion-størrelse-kalsium-humus-turbiditet-dypde (siste parameter gjelder kun for innsjøer).

Eksempler på bruk av typologien til bestemmelse av en innsjø og en elv er presentert i tekstboksen nedenfor.

Typologifaktor	Kode i Vann-Nett	Inndeling av hver typologifaktor
Vannkategori	R L	Elv Innsjø
Økoregion (se kart nedenfor)	E S W M N F	Østlandet Sørlandet Vestlandet Midt-Norge Nord-Norge, ytre Nord-Norge, indre
Klimaregion (høyde over havet)	L M H	Lavland: < 200 m.o.h. Skog: 200-800 m.o.h. (eller undertregrensen) Fjell: > 800 m.o.h. (eller over tregrensen)
Størrelse, elver (nedbørfelt)	1 2 3 4 5	Små: < 10 km ² Middels: 10-100 km ² Middel til store: 100-1000 km ² Store: 1000-10 000 km ² Svært store: > 10 000 km ²
Størrelse innsjøer (overflateareal)	1 2 3 4	Små: < 0,5 km ² Middels: 0,5-5 km ² Store: 5-50 km ² Svært store: > 50 km ²
Kalkinnhold eller alkalitet	1 2 3 4	Svært kalkfattig: Ca < 1 mg/L, Alk < 0,05 mekv/L Kalkfattig: Ca 1-4 mg/L, Alk. 0,05-0,2 mekv/L Moderat kalkrik: Ca 4-20 mg/L, Alk. 0,2-1 mekv/L Kalkrik: Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L
Humusinnhold	4 1 2 3	Svært klar: Farge < 10 mg Pt/L, TOC < 2 mg/L Klar: Farge 10-30 mg Pt/L, TOC 2-5 mg/L Humøs: Farge 30-90 mg Pt/L, TOC 5-15 mg/L Svært humøs (sjelden): Farge > 90 mg Pt/L, TOC > 15 mg/L
Turbiditet (medianverdi)	1 2 3	Klar: STS < 10 mg/L, (uorganisk andel minst 80%) Brepåvirket: STS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%) Leirpåvirket: STS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%)
Dybde innsjøer (middeldyp)	1 2 3 0	Svært grunn: < 3m (dersom estimert er koden = 4) Grunn: 3-15 m (dersom estimert er koden = 5) Dyp: > 15 m (dersom estimert er koden = 6) Dyp er ukjent

Tabell 3.5 Innsjøtyper i Norge med ulike typekoder. I de to økoregionene i Nord-Norge bør kun vanntypene for skog og fjell benyttes. Klimaregion fjell benyttes dersom man er over eller nord for tregrensen.

Klima-sone	Beskrivelse	Norsk type	NGIG	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstoff STS, mg/l	Middeldyp, m
Lavland <200moh	Svært kalkfattig, svært klar	L101a	L-N2a L-N-M001	<0,25	<0,012	<10	<2	<1,5	<4	>3
		L101b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L101c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L101d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, klar	L102a	L-N2a L-N-M001	<0,25	<0,012	10-30	2-5	<1,5	<4	>3
		L102b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L102c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L102d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, humøs	L103a	L-N3a L-N-M002	<0,25	<0,012	30-90	5-15	<1,5	<4	>3
		L103b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L103c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L103d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Kalkfattig, svært klar	L104	L-N2a L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	<10	<2	<1,5	<4	>3
	Kalkfattig, klar, grunn	L105a	L-N2a L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	2-5	<1,5	<4	3-15
Kalkfattig, klar, dyp	L105b	L-N2b L-N-M101 L-N-BF1	>15							
Kalkfattig, humøs	L106	L-N3a L-N-M102	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<1,5	<4	>3	
Moderat kalkrik, klar	L107	L-N1 L-N-M201	4,0-20	0,2-1,0	<30	<5	<1,5	<4	>3	
Moderat kalkrik, humøs	L108	L-N8 L-N-M202	4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<1,5	<4	>3	
Kalkrik, klar	L109	L-N-M301	>20	>1	<30	<5	<1,5	<4	alle	
Kalkrik, humøs	L110	L-N-M302	>20	>1	30-90	5-15	<1,5	<4	alle	
Turbid (leirsjøer)	L111	n.a.	>4	>0,2	alle	alle	>1,5	>4	<15	

Klima-sone	Beskrivelse	Norsk type	NGIG	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstoff STS, mg/l	Middeldyp, m
Skog (200m til skog-grensa, 0m til skoggrensa i N-Norge)	Svært kalkfattig, svært klar	L201a	L-N5 L-N-M001	<0,25	<0,05	< 10	< 2	< 2	< 2	> 3
		L201b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L201c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L201d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, klar	L202a	L-N5 L-N-M001	<0,25	<0,012	10-30	2-5	<0,8	<2	> 3
		L202b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L202c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L202d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, humøs	L203a	L-N6 L-N-M002	<0,25	<0,012	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3
		L203b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L203c		<0,75	0,025-0,0375					
		L203d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Kalkfattig, svært klar	L204	L-N5 L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	< 10	< 2	<0,8	<2	> 3
Kalkfattig, klar	L205	L-N5 L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	2-5	<0,8	<2	> 3	
Kalkfattig, humøs	L206	L-N6 L-N-M102	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3	
Moderat kalkrik, klar	L207	L-N-M201	4,0-20	0,2-1,0	< 30	< 5	<0,8	<2	> 3	
Moderat kalkrik, humøs	L208	L-N-M202	4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3	
Turbid (bre-sjøer)	L211	n.a.	alle	alle	<30	< 5	>0,8	>2	alle	

Klima-sone	Beskrivelse	Norsk type	NGIG	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstoff STS, mg/l	Middeldyp, m
Fjell (over skoggrensa eller >800 m i S.-Norge)	Svært kalkfattig, svært klar	L301a	L-N7 L-N-M001	<0,25	<0,012	< 10	< 2	<0,8	<2	> 3
		L301b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L301c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L301d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, klar	L302a	L-N5 L-N-M001	<0,25	<0,012	10-30	2-5	<0,8	<2	> 3
		L302b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L302c		0,50-0,75	0,025-0,0375					
		L302d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Svært kalkfattig, humøs	L303a	L-N-M002	<0,25	<0,012	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3
		L303b		0,25-0,50	0,012-0,025					
		L303c		<0,75	0,025-0,0375					
		L303d		0,75-1,00	0,0375-0,05					
	Kalkfattig, svært klar	L304	L-N7 L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	< 10	< 2	<0,8	<2	> 3
Kalkfattig, klar	L305	L-N7 L-N-M101 L-N-BF1	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	2-5	<0,8	<2	> 3	
Kalkfattig, humøs	L306	L-N-M102	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3	
Moderat kalkrik, klar	L307	L-N-M201	4,0-20	0,2-1,0	< 30	< 5	<0,8	<2	> 3	
Moderat kalkrik, humøs	L308	L-N-M202	4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<0,8	<2	> 3	
Turbid (bre-sjøer)	L311	n.a.	alle	alle	<30	< 5	>0,8	>2	alle	

Tabell 3.5 og Tabell 3.6 gis en oversikt over vanlig forekommende vanntyper i Norge for hhv. innsjøer og elver, der det har vært mulig å utvikle typespesifikke klassegrenser for minst ett biologisk kvalitetselement. Hver av disse vanntypene har sin distinkte referansetilstand, som er angitt ved typespesifikke verdier av forskjellige biologiske og fysiskkjemiske parametere. For både innsjøer og elver gjelder vanntypene i Tabell 3.5 og Tabell 3.6 alle størrelseskategorier. Størrelsen av en vannforekomst påvirker artsantallet for de fleste biologiske kvalitetselementene, mens andre parametere, som abundans pr. arealenhet eller artssammensetningen som benyttes i de aktuelle indeksene i liten grad påvirkes av vannforekomstens størrelse.

Tabell 3.6 Elvetyper i Norge med ulike typekoder. I de to økoregionene i Nord-Norge bør kun vanntypene for skog og fjell benyttes. Klimaregion fjell benyttes dersom man er over eller nord for tregrensen.

Klimasone	Beskrivelse	Norsk type	N GIG type	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstoff STS, mg/l
Lavland <200 m	Svært kalkfattig, svært klar	R101a		<0,25	<0,012	<10	<2	<5	<10
		R101b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R101c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R101d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, klar	R102a		<0,25	<0,012	10-30	2-5	<5	<10
		R102b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R102c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R102d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, humøs	R103a		<0,25	<0,012	30-90	5-15	<5	<10
		R103b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R103c		<0,75	0,025-0,0375				
		R103d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Kalkfattig, svært klar	R104		1,0-4,0	0,05-0,2	<10	<2	<5	<10
	Kalkfattig, klar	R105	R-N2	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	2-5	<5	<10
Kalkfattig, humøs	R106	R-N3	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<5	<10	
Moderat kalkrik, klar	R107	R-N1, R-N4	4,0-20	0,2-1,0	<30	<5	<5	<10	
Moderat kalkrik, humøs	R108		4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<5	<10	
Kalkrik, klar	R109		>20	>1	<30	<5	<5	<10	
Kalkrik, humøs	R110		>20	>1	30-90	5-15	<5	<10	
Turbid (Leirvassdrag)	R111	n.a.	>4	>0,2	alle	alle	>5	>10	

Klimasone	Beskrivelse	Norsk type	N GIG type	Kalsium mg/l	Alkalitet mekv/l	Humus mg Pt/l	TOC mg/l	Turbiditet, FNU	Susp. tørrstoff STS, mg/l
Skog (200 m tilskog-grensa, 0m til skog-grensa i N-Norge)	Svært kalkfattig, svært klar	R201a		<0,25	<0,012	<10	<2	<2	<5
		R201b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R201c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R201d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, klar	R202a		<0,25	<0,012	10-30	2-5	<2	<5
		R202b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R202c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R202d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, humøs	R203a		<0,25	<0,012	30-90	5-15	<2	<5
		R203b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R203c		<0,75	0,025-0,0375				
		R203d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Kalkfattig, svært klar	R204		1,0-4,0	0,05-0,2	<10	<2	<2	<5
	Kalkfattig, klar	R205	R-N5, R-N6	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	<5	<2	<5
Kalkfattig, humøs	R206	R-N9	1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<2	<5	
Moderat kalkrik, klar	R207		4,0-20	0,2-1,0	<30	<5	<2	<5	
Moderat kalkrik, humøs	R208		4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<2	<5	
Turbid (bre-elv)	R211	n.a.	alle	alle	<30	<5	>2	>5	
Fjell (over skog-grensa eller >800 m i S.-Norge)	Svært kalkfattig, svært klar	R301a		<0,25	<0,012	<10	<2	<2	<5
		R301b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R301c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R301d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, klar	R303a		<0,25	<0,012	10-30	2-5	<2	<5
		R303b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R303c		0,50-0,75	0,025-0,0375				
		R303d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Svært kalkfattig, humøs	R303a		<0,25	<0,012	30-90	5-15	<2	<5
		R303b		0,25-0,50	0,012-0,025				
		R303c		<0,75	0,025-0,0375				
		R303d		0,75-1,00	0,0375-0,05				
	Kalkfattig, svært klar	R304		1,0-4,0	0,05-0,2	<10	<2	<2	<5
	Kalkfattig, klar	R305	R-N7	1,0-4,0	0,05-0,2	10-30	<5	<2	<5
Kalkfattig, humøs	R306		1,0-4,0	0,05-0,2	30-90	5-15	<2	<5	
Moderat kalkrik, klar	R307		4,0-20	0,2-1,0	<30	<5	<2	<5	
Moderat kalkrik, humøs	R308		4,0-20	0,2-1,0	30-90	5-15	<2	<5	
Turbid (bre-elv)	R311	n.a.	alle	alle	<30	<5	>2	>5	

3.3.3 Hvordan bestemme vanntype i tilfeller der typeinformasjonen i Vann-Nett er usikker

Dersom vanntypen angitt i Vannnett ikke stemmer med overvåkingsdata så bør følgende vurderes: Dersom overvåkingsdata er basert på minimum 4 prøver gjennom vekstsesongen (innsjøer), respektive månedlige prøver gjennom året (elver) så bør vanntypen settes med bakgrunn i overvåkingsdata. Hvis ikke benyttes vanntypen angitt i Vannnett. Det finnes imidlertid to unntak fra den regelen:

1. Vannforekomsten ligger nær typegrensen for en eller flere typologifaktorer (se kap. 3.3.4).
2. Det er overveiende sannsynlig at vannforekomsten har endret type som en følge av menneskeskapt påvirkning. For eksempel vil eutrofiering kunne gi økt kalsium og TOC innhold, mens forsuring vil kunne ha motsatt effekt. I slike tilfeller benyttes den vanntypen som vannforekomsten ville hatt i sin referansetilstand (se kap. 3.3.4).

3.3.4 Typifisering av vannforekomster nær typegrenser

Dersom vannforekomsten ligger nær typegrenser mht. en eller flere typologifaktorer bør man velge den vanntypen som har strengest klassegrenser mht de parameterne som er relevante for den dominerende påvirkningen. Dersom man f.eks. har en grunn innsjø med kalsiuminnhold på ca. 4 mg/l og/eller humusinnhold på ca. 30 mg Pt/l, og eutrofiering som den dominerende påvirkningen, så bør man velge innsjøtype L105a (LN2a) som har kalsium innhold fra 1-4 mg/l (kalkfattig) og humusinnhold 10-30 mg Pt/l (klar), og ikke innsjøtype nr. L106 eller L107, som har mer kalsium og/eller mer humus. Dette gjelder særlig der man har mistanke om menneskelig påvirkning av typologifaktorene, f.eks. kalking eller gjødsling med kalk eller hogst som gir økt humus.

Dersom man derimot har en innsjø i klimasone skog med kalsiuminnhold på ca. 1 mg/l og/eller humusinnhold på ca. 30 mg Pt/l, og forsuring som den dominerende påvirkningen, så bør man velge innsjøtype L205 (LN5/ LNM101/ LNBF1) som har kalsium innhold fra 1-4 mg/l (kalkfattig) og humusinnhold 10-30 mg Pt/l (klar), og ikke innsjøtype L201, L202, L203, L204 eller L206, som har mindre kalsium og/eller mindre/mer humus.

Tekstboks 3.3

Eksempler på valg av vanntype og klassegrenser for vannforekomster som tilhører en vanntype det ikke er utviklet klassegrenser for.

Eksempel 1.

Dersom man har en moderat kalkrik, humøs fjellsjø, tilsier klimaregionen (fjell) at man velger innsjøtype L306, som har strengere klassegrenser enn innsjøtyper i skog eller lavland. Geologiske forhold derimot, kalkinnhold og humusinnhold, tilsier at man velger en skogssjøtype som er moderat kalkrik og humøs, innsjøtype L208, som har mindre strenge klassegrenser for de fleste kvalitetselementene. Prinsippet beskrevet i 3.3.5 tilsier at man velger innsjøtype L306 (fjellsjø) i dette tilfellet.

Eksempel 2.

En moderat kalkrik, klar, dyp innsjø i skog kan typifiseres som

- innsjøtype L105b, dyp, kalkfattig, klar innsjø i lavlandet.
- innsjøtype L107, grunn, moderat kalkrik, klar innsjø i lavlandet.
- innsjøtype L205, grunn, kalkfattig, klar innsjø i skog.
- innsjøtype L207, grunn, moderat kalkrik, klar innsjø i skog (for L207 finnes det klassifiseringssystem kun for vannplanter).

I dette tilfellet bør man velge innsjøtype L205, som har strengere klassegrenser for planteplankton og næringsalter enn de andre vanntypene, mens innsjøtype L207 kan benyttes for vannplanter.

Vannforekomster kan også endre vanntype pga. storskala langtidsendringer av typefaktorer, særlig humus, som viser en økende trend i mange vannforekomster over hele Norden. Årsaken til dette er trolig en kombinasjon av klimaendringer og mindre sur nedbør. I slike tilfeller bør vanntypen klassifiseres ut fra humusinnholdet som er registrert innenfor inneværende eller forrige planperiode.

3.3.5 Hvordan klassifisere vannforekomster som tilhører vanntyper det ikke er utviklet klassegrenser for?

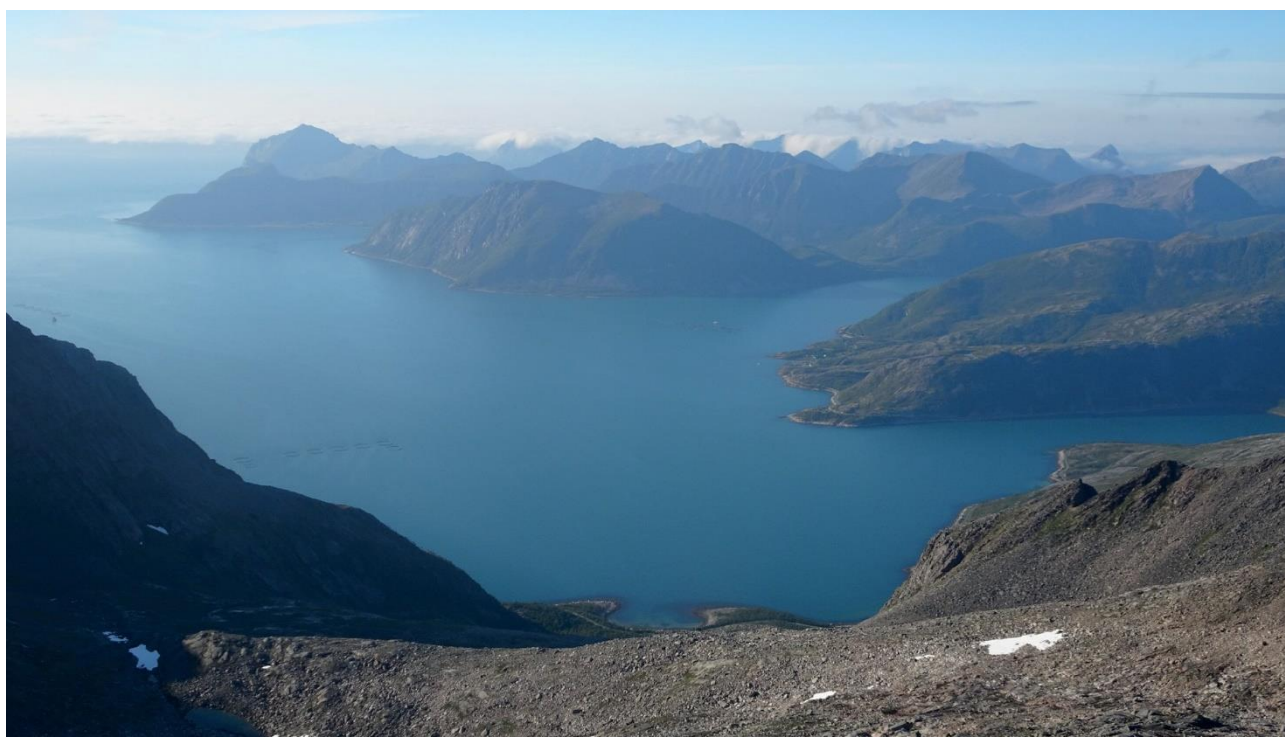
Mange vannforekomster i Norge tilhører vanntyper det ikke finnes klassegrenser for. Årsaken er at det ikke har vært tilstrekkelig med data tilgjengelig til å utvikle et klassifiseringssystem for disse vanntypene. Ved klassifisering av slike vannforekomster, anbefales det å velge klassegrenser for den vanntypen som ligner mest på den aktuelle vannforekomsten mht. typologifaktorene klimaregion, kalkinnhold og humusinnhold, da det er disse faktorene som har mest å si for biologien. Dersom vannforekomsten ligner på flere av vanntypene i typetabellene ovenfor, bør klassegrensene for vanntypen med strengest klassegrenser benyttes. I tekstboksen nedenfor er det gitt et par eksempler på valg av vann- type for slike vannforekomster. Slike vurderinger kan være vanskelige, da typefaktorer kan dra i motsatt retning

3.4 Kystvann: Kvalitetslementer og vanntyper

Dette kapitlet gir en oversikt over hvilke kvalitetslementer med tilhørende indekser og parametere som er egnet for å måle effekten av forskjellige påvirkninger i kystvann (3.4.1), og hvilke vanntyper som er definert for kystvann (3.4.2).

3.4.1 Oversikt over kvalitetslementer, indekser, parametere og påvirkningstyper for kystvann

For kystvann er det utviklet indekser for eutrofipåvirkninger. Indeksene for bløtbunnsfauna er også indikatorer av mer generell karakter og kan brukes på andre påvirkningsfaktorer, som for eksempel organisk belastning og sedimentering.



Vanntype moderat eksponert kyst. Foto: Maria Pettersvik Arvnes

3.4.2 Økoregioner og kriterier for vann typer for kystvann

Norske vannforekomster er gruppert i seks regioner ut fra klimatiske forhold, havstrømmer og biogeografiske utbredelsesmønstre for forskjellige biologiske kvalitetselementer. Typeparameterne og kategoriene for hver parameter er valgt dels ut fra Annex II i vanddirektivet, dels ut fra multivariate analyser av biologiske data langs forskjellige naturlige miljøgradienter (se NIVA-rapport 2003 (Moy et al. 2003)) og dels ut fra multivariate analyser av fysiske karakteristika i hele den østlige Nord-Atlanteren (Ramos et al. 2011)

Tabell 3.7 Kystvann: Elementer og parametere for beskrivelse av tilstand. Fete typer indikerer hvilke elementer og økosystemkomponenter som det foreligger grenseverdier for og dermed er mest aktuelle.

BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Kvalitetselement	Parametere (indekser)	Påvirkning
Plantep plankton	Biomasse: Klorofyll-a	Eutrofiering
Makroalger	Taksonomisk sammensetning og forekomst: RSLA (Fjæreindeks med mengde) og RSL (Fjæreindeks uten mengde se kap. 9) Forekomst av utvalgte arter: MSMDI (Nedre voksegrense for utvalgte arter - se kap. 9)	Eutrofiering
Angiospermer (ålegress etc.)	Nedre voksegrense, tetthet og mengde filamentøse alger	Eutrofiering
Bunnfuna (Bløtbunn)	Taksonomisk-sammensatt indeks: NQI1 (se kap. 9) Artsmangfold: H', ES100, S og N Ømfintlighet: NSI , ISI (se kap. 9)	Eutrofiering Organisk belastning Sedimentering

HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	
Morfologiske endringer	% påvirkning av substrat Dyp Struktur og substrat av kystsonen Struktur av tidevannssonen Strøm og eksponering

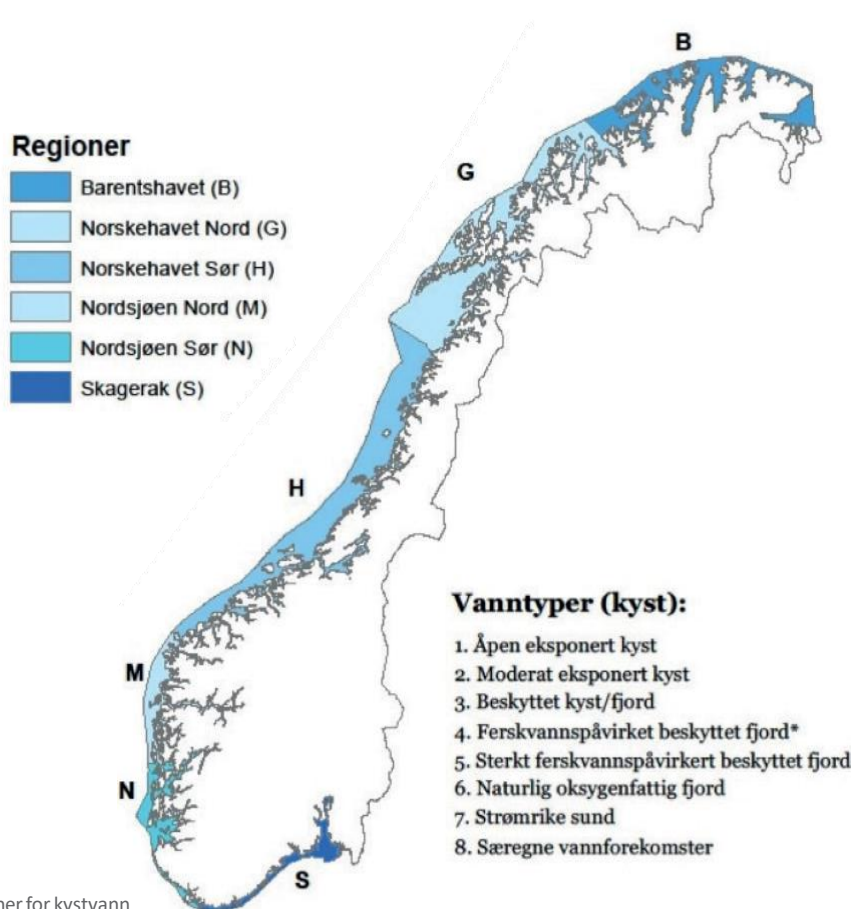
FYSISK/KJEMISKE KVALITETSELEMENTER	
Parametre	Måleparametre
Sikt i vannet	Siktedyp, Turbiditet
Temperatur	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenkonsentrasjon
Salinitet	Konduktivitet
Næringsstatus	Totalt fosfor og nitrogen, fosfat (PO4-P), nitrat (+nitritt) (NO3+NO2-N), silikat (SiO2-Si)
Støtteparametre i sedimenter	Organisk materiale (TOC og evt. glødetap), kornfordeling
Spesifikke miljøgifter som ikke er blant de EU-utvalgte	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i norske vannforekomster

Typekriteriene er valgt ut fra ekspertvurderinger og statistiske analyser av biologisk respons på forskjellige naturlige gradienter av miljøforhold. Følgende faktorer inngår i typekriteriene: Saltholdighet, bølgeeksponering, oppholdstid for bunnvannet, strømhastighet, breddegrad og tidevann. Dette resulterer i seks regioner langs norskekysten. Tabell 3.8 og 3.9 viser egenskaper for og grensene mellom de enkelte vanntypene. Figur 3.2 viser oversikt over de ulike økoregionene.

Merk at vanntype 4 – Ferskvannspåvirket fjord ikke finnes i region Skagerrak (fra Lindesnes til svenskegrensa), da hele dette området er ferskvannspåvirket.

Vanntypene betegnes ved en kombinasjon mellom bokstavkoden for regionen gitt i figur 3.2 og vanntypenummereringen. Vanntype 1, åpen eksponert kyst i for eksempel Nordsjøen Nord og i Skagerrak, vil ha betegnelsene M1 og S1.

Tabell 3.8 Økoregioner og supplerende typekriterier for vanntyper for kystvann.				
Kriterier			Økoregioner	Betegnelse
Breddegrad	LYS	Tidevann		
66,94653°	Mørketid	>1m	Barentshavet	B
	Mørketid	>1m	Norskehavet Nord	G
60,13245°	Natt/Dag	>1m	Norskehavet Sør	H
	Natt/Dag	>1m	Nordsjøen Nord	M
	Natt/Dag	<1m	Nordsjøen Sør	N
	Natt/Dag	<1m	Skagerrak	S



Figur 3-2: Inndelingen i økoregioner for kystvann

Tekstboks 3.3

Du kan lese mer om typifisering i følgende rapporter:

”Typifisering av norske marine vannforekomster” (Moy m.fl. 2003).

”Forslag til system for typifisering av norske ferskvannforekomster” (Lyche Solheim m.fl. 2003).

”Revidert typologi for norske elver og innsjøer” (Lyche Solheim m.fl. 2004). Den reviderte typologien er basert på mindre revisjoner av økoregioner og høyderegioner, mens ingen endringer er gjort mht de andre typifiseringsfaktorene.

”Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution” (Ramos E., Juanes J.A., Galván C., Neto J.M., Melo R., Pedersen A., Scanlan C., Wilkes R., van den Bergh E., Blomqvist M., Kroup H., Heiber W., Reitsma J.M., Ximenes M.C., Silió A., Méndez F. and B. González. 2011. Estuarine, Coastal and Shelf Science.

3.5 Generell klassifiseringsprosedyre for bestemmelse av økologisk tilstand

Dette delkapitlet omhandler de viktigste trinnene i klassifiseringen, krav til data, vurdering av usikkerhet, rimelighetsvurdering og kombinasjon av kvalitetselementer til samlet klassifisering av vannforekomster.

3.5.1 De viktigste trinnene i klassifisering av en vannforekomst

1. Bestem påvirkningstype(r) som er mest aktuelle for vannforekomsten/vannområdet
2. Bestem hvilken vanntype som skal benyttes til klassifiseringen (finn riktig vanntype i Vann-Nett).
3. Sammenstill alle tilstandsdata for vannforekomsten som skal klassifiseres, dvs. overvåkingsdata for de aktuelle parameterne innen de biologiske, fysiske og hydromorfologiske kvalitetselementene (se oversiktstabeller med alle kvalitetselementene i kap. 3.3 og 3.4). Klassifiseringen skal primært gjøres ved bruk av biologiske kvalitetselementer med bruk av de fysiske og hydromorfologiske parameterne som støtteparametere.
4. Finn fram riktig klassifiseringsskjema for hvert kvalitetselement og parameter det finnes data for i forhold til riktig vannkategori og påvirkningstype (se vedlegg med tabeller med klassegrenser)
5. Sammenlign den observerte årsverdien for hver av de målte parameterne (se kap. 3.5.2 nedenfor) med klassegrensene for denne parameteren for den aktuelle vanntypen, som er angitt i tabellene med klassegrenser, og bestem riktig klasse for hver parameter. Parameterverdi lik grenseverdien gir den laveste av de aktuelle tilstandsklassene.
6. Kombiner resultatene for flere parametere og kvalitetselementer til et endelig resultat for vannforekomsten ved å beregne EQR-verdier, normalisere disse, og benytte det verste styrer prinsippet, se kap. 3.5.5 om hvordan dette skal gjøres.
7. Vann- Nett kan brukes som verktøy i klassifiseringen – mer om dette i kap. 3.6.

3.5.2 Krav til data

Det er svært viktig å vurdere og kvalitetssikre alle data som skal benyttes i klassifiseringen. Dette gjelder både biologiske, fysiske og hydromorfologiske data. Datagrunnlaget for de biologiske indeksene er som regel mengde og/eller artssammensetning. Generelt, anbefales det derfor å ta prøver som muliggjør beregning av både mengde- og arts sammensetning for hvert biologisk element. De forskjellige indeksene er nærmere spesifisert i kapitlene 4, 5 og 6 for ferskvann og kapittel 9 for kystvann. Klassifiseringen for hver parameter bør gjøres ut fra en års eller eventuelt sesongverdi basert på middel, median eller en nærmere angitt persentilverdi av flere observasjoner i tid og/eller rom (dvs. prøver fra flere tidspunkter og/eller fra flere målestasjoner innen vannforekomsten). Krav til prøvfrekvens og stasjonstetthet er omtalt i kapittel 8 og 9. Helst bør data fra en 3-års periode benyttes, for å midle forskjeller som skyldes naturlige variasjoner mellom år. Prøvetakingsfrekvens og rulleringsfrekvens er omtalt i kapittel 8 og 9.

Usikkerheten bør angis ved standardavvik eller konfidensintervall (se avsnitt om usikkerhet og rimelighetsvurdering nedenfor), for hver parameter, basert på et sett med prøver fra samme vannforekomst. Pga. naturlige variasjoner mellom år, anbefales at man vurderer data for minst 3 års observasjoner samlet.

For mange vannforekomster må klassifiseringen gjøres uten overvåkingsdata fra den gitte vannforekomsten, men med utgangspunkt i en representativ nabovannforekomst. Klassifisering uten overvåkingsdata fra vannforekomsten vil gi høyere usikkerhet og lavere pålitelighet (se kap. 3.5.3 nedenfor).

Tabell 3.9 Vanntyper i alle økoregionene. Uthevet skrift angir viktige faktorer. Saltholdigheten gjelder som gjennomsnitt for de øverste 10 m av vannsøylen.

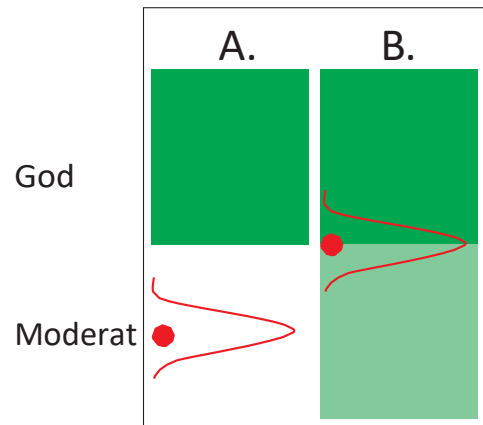
Region	Vann-type	Beskrivelse	NEAGIG type	Dyp(m)/ Tidevann (m)	Saltholdighet	Eksponering/ Innblanding	Oppholdstid	Strøm i knop
Skagerrak	S1	Åpen eksponert kyst	10	>30 ≤1	>25	Høy Blandet	Dager	1-3
	S2	Moderat Eksponert kyst/fjord	8a	>30 ≤1	>25	Moderat Blandet	Dager	1-3
	S3	Beskyttet kyst/fjord	9	>30 ≤1	>25	Beskyttet Delvis blandet	Dager tiluker	<3
	S5	Sterkt ferskvannspåvirket	-	>>30 ≤1	5-25	Beskyttet Lagdelt	Dager tiluker	<3
	S6	Naturlig oksygenfattig fjord	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
	S7	Strømrrike sund	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
	S8	Særegne vannforekomster	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt
	Nordsjøen sør	N1	Åpen eksponert kyst	-	>30 ≤1	>30	Høy Blandet	Dager
N2		Moderat Eksponert kyst/fjord	-	>30 ≤1	>30	Moderat Blandet	Dager	1-3
N3		Beskyttet kyst/fjord	-	>30 ≤1	>30	Beskyttet Delvis blandet	Dager tiluker	<3
N4		Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>30 ≤1	18-30	Beskyttet Delvis blandet	Dager tiluker	<3
N5		Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>>30 ≤1	5-18	Beskyttet Lagdelt	Dager tiluker	<3
N6		Naturlig oksygenfattig fjord	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
N7		Strømrrike sund	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
N8		Særegne vannforekomster	-	>>30 ≤1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt
Nordsjøen nord	M1	Åpen eksponert kyst	1	>30 >1	>30	Høy Blandet	Dager	1-3
	M2	Moderat Eksponert kyst/fjord	2.6	>30 >1	>30	Moderat Blandet	Dager	1-3
	M3	Beskyttet kyst/fjord	7	>30 >1	>30	Beskyttet Delvis blandet	Dager tiluker	<3
	M4	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>30 >1	18-30	Beskyttet Delvis blandet	Dager tiluker	<3
	M5	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>>30 >1	5-18	Beskyttet Lagdelt	Dager tiluker	<3
	M6	Naturlig oksygenfattig fjord	-	>>30 >1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
	M7	Strømrrike sund	-	>>30 >1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
	M8	Særegne vannforekomster	-	>>30 >1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt

Region	Vann-type	Beskrivelse	NEAGIG type	Dyp(m)/ Tidevann (m)	Saltholdighet	Eksponering/ Innblanding	Oppholdstid	Strøm i knop
Norske-havetsør	H1	Åpen eksponert kyst	1	>30 >1	>30	Høy Blandet	Dager	1-3
	H2	Moderat Eksponert kyst/fjord	2.6	>30 >1	>30	Moderat Blandet	Dager	1-3
	H3	Beskyttet kyst/fjord	7	>30 >1	>30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	H4	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>30 >1	18-30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	H5	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	><30 >1	5-18	Beskyttet Lagdelt	Dager til uker	<3
	H6	Naturlig oksygenfattig fjord	-	><30 >1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
	H7	Strømrrike sund	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
	H8	Særegne vannforekomster	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt
Norske-havet nord	G1	Åpen eksponert kyst	1	>30 >1	>30	Høy Blandet	Dager	1-3
	G2	Moderat Eksponert kyst/fjord	2.6	>30 >1	>30	Moderat Blandet	Dager	1-3
	G3	Beskyttet kyst/fjord	7	>30 >1	>30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	G4	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>30 >1	18-30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	G5	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	><30 >1	5-18	Beskyttet Lagdelt	Dager til uker	<3
	G6	Naturlig oksygenfattig fjord	-	><30 >1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
	G7	Strømrrike sund	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
	G8	Særegne vannforekomster	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt
Barents-havet	B1	Åpen eksponert kyst	-	>30 >1	>30	Høy Blandet	Dager	1-3
	B2	Moderat Eksponert kyst/fjord	-	>30 >1	>30	Moderat Blandet	Dager	1-3
	B3	Beskyttet kyst/fjord	-	>30 >1	>30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	B4	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	>30 >1	18-30	Beskyttet Delvis blandet	Dager til uker	<3
	B5	Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	-	><30 >1	5-18	Beskyttet Lagdelt	Dager til uker	<3
	B6	Naturlig oksygenfattig fjord	-	><30 >1	Ubestemt	Beskyttet Lagdelt	Måneder til år	<1
	B7	Strømrrike sund	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Blandet	<Dag	>3
	B8	Særegne vannforekomster	-	><30 >1	Ubestemt	Ubestemt Ubestemt	Ubestemt	Ubestemt

3.5.3 Vurdering av usikkerhet og pålitelighet

Usikkerhet

I Figur 3.3 nedenfor vises hvordan usikkerheten i en klassifisering varierer med hvor middelveiden ligger i forhold til klassegrensene, og hvor stort standardavviket rundt middelveiden er. Dersom middelveiden er nær en klassegrense er det like stor sannsynlighet for at vannforekomsten tilhører den beste som den dårligste av de to klassene (i eksempelet angitt enten som god eller som moderat). Dersom middelveiden ligger midt i en klasse og har lite (det vil si "smalt") standardavvik, så er det svært sannsynlig at vannforekomsten er i den klassen (dvs. moderat tilstand i eksempelet i figuren). Dersom standardavviket er større enn vist på figuren, vil fordelingen lettere overlappe en eller flere klassegrenser, og usikkerheten i klassifiseringen vil dermed øke.



Figur 3.3 Eksempel på sannsynlighet for feilklassifisering avhengig av plassering av middelveidi og standardavvik i forhold til klassegrenser (fra Naturvårdsverkets håndbok 2007:4).

Tekstboks 3.4

Sannsynlighet for feilklassifisering

- Reduksjon av usikkerhet i klassifiseringen er særlig viktig dersom tilstanden er nær god/moderat grensen, da moderat tilstand utløser tiltak, mens god tilstand ikke gjør det.
- En generell anbefaling er at sannsynligheten for feilklassifisering ikke bør overstige 20 % dersom feilklassifisering har betydning for om tiltak skal utløses.

Dersom sannsynligheten for feilklassifisering blir for høy med det aktuelle datasettet, må man ta flere prøver for å redusere usikkerheten (f. eks. standardavviket) rundt middelveiden. Dersom tilstanden er så nær tiltaksgrensen at man selv med gode data ikke kan avgjøre om tilstanden er over eller under grensen, bør tiltak uansett vurderes.

Pålitelighet

Vannforskriften krever at påliteligheten av klassifiseringen av hver vannforekomst skal angis som høy, middels eller lav. Disse pålitelighetsgradene er ikke eksplisitt definert, men vanlig praksis i mange EU-land er angitt i tekstboks 3.5.

Tekstboks 3.5

Pålitelighetsgrad ved klassifisering

- Høy pålitelighet: Klassifiseringen er basert på overvåkingsdata for minst ett biologisk kvalitetselement og noen støtteparametere, samt andre kriterier som f.eks. bruk av interkalibrerte indekser og klassegrenser, mange prøver, lite standardavvik og middel-verdi som ikke er i nærheten av klassegrense
- Middels pålitelighet: Klassifiseringen er basert på solide overvåkingsdata for minst ett biologisk kvalitetselement, og alle unntatt ett av kriteriene som kreves for høy pålitelighet er innfridd
- Lav pålitelighet: Klassifiseringen er gjort uten overvåkingsdata, er basert på ekspert vurderinger, eller sparsomme data for ett kvalitetselement finnes, men ingen av kriteriene som kreves for høy pålitelighet er innfridd.

3.5.4 Rimelighetsvurdering / ekspertvurdering

Klassifiseringen av en vannforekomst må alltid vurderes ut fra hva som anses som rimelig ut fra de lokale forholdene. Mangelfulle data, forsinket biologisk respons, samt andre lokalitetsspesifikke forhold kan også forklare et eventuelt misforhold mellom ekspertvurderinger og et klassifiseringsresultat som er beregnet ut fra tilgjengelige data. Se for øvrig andre forhold som er listet opp i tekstboks 3.6.

Tekstboks 3.6

Mulige årsaker til et tilsynelatende usannsynlig klassifiseringsresultat

- Svært lite data foreligger
- Grove feil er gjort ved prøvetaking, analyse eller beregninger. Gå igjennom alle data og beregninger på nytt for evt. å fjerne regnefeil
- Plassering av stasjoner i resipientundersøkelser er ikke representative for vannforekomsten
- Vannforekomsten tilhører egentlig en annen vanntype eller en vanntype som det ikke finnes klassegrenser for. Vurder om resultatet blir mer rimelig dersom man bruker klassegrensene for en annen vanntype enn den man først brukte.
- Ekstreme værforhold (unormal temperatur, flom, tørke, vind eller strøm).
- Naturgitte forhold (eks høye verdier av tungmetaller på grunn av geokjemiske anomalier).
- Kan det finnes andre påvirkninger?
- Store nye inngrep som har endret de hydromorfologiske forholdene.
- Akutte utslipp av forurensning (lekkasjer fra kloakksystem, industri-utslipp, tankbilvelt og utslipp i forbindelse med skipsforlis).
- Store branner eller spesielt omfattende hogst i nedbørfeltet.
- Invasjon av introduserte arter eller utrydding av en nøkkel-art.
- Restaureringstiltak i nedbørfeltet eller i vannforekomsten, som f. eks. etablering av vegetasjonssoner, fangdammer, manipulering med fiskearter (utfisking eller utsetting), vannvegetasjon (høsting), sedimenter (tildekking, mudring).
- Oksygenvinn som følge av ekstreme værforhold
- Sesongvis oksygenvinn i bunnvann

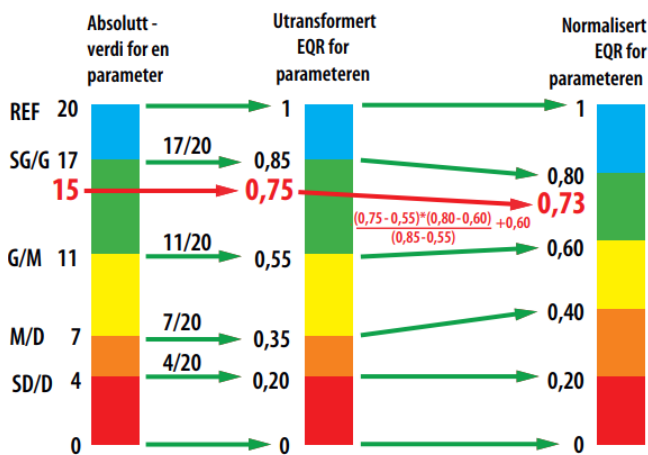
3.5.5 Samlet beregning av økologisk tilstand (kombinasjonsregler)

Økologisk tilstand for vannforekomsten beregnes ved kombinasjon av parametere og indekser som er brukt for de forskjellige kvalitetselementene det finnes data for. Metodikken for denne kombinasjonen er kort presentert nedenfor.

Trinn 1: Beregning av EQR-verdier og normaliserte EQR-verdier for hver parameter eller indeks

EQR-verdier beregnes for hver parameter (indeks) i henhold til ormler gitt for hvert kvalitetselement i kapittel 4, 5, 6 og 9.

EQR-verdien er målt verdi delt på referanseverdi. For å kunne bruke «det verste styrer» prinsippet må EQR-verdiene for de ulike kvalitetselementene være sammenlignbare. Derfor beregnes normalisert EQR (nEQR).



Figur 3.4 Eksempel på beregning av EQR og normalisert EQR for en parameter eller indeks.

EQR-verdiene normaliseres ved hjelp av formelen som er angitt i tekstboksen nedenfor. Se også eksempel i Figur 3.4 og [regnearket](#) (Transformering av EQR fra uttransformert form til normalisert form). Normaliseringen fører til at alle EQR-verdier ligger innenfor samme skala med faste klassegrenser og jevne intervaller Mellom klassegrensene (0,8, 0,6, 0,4, 0,2 se høyre søyle i Figur

3.4).

Trinn 2: Kombinasjon av flere parametere, indekser og kvalitetselementer (Figur 3.5)

De forskjellige kvalitetselementene kombineres ihht. det verste styrer prinsippet, dvs. at kvalitetselementet med den dårligste tilstandsklassen bestemmer tilstandsklassen for hele vannforekomsten, se Figur 3.5. Økologisk tilstand settes først for de biologiske kvalitetselementene:

1. Parametere/indekser som representerer samme kvalitetselement grupperes i henhold til hvilkepåvirkning (eksempelvis eutrofiering, forsurening) de er sensitive for.
 - a) Parametere/indekser som er sensitive for en og samme påvirkning (for eksempel ulike planteplankton indekser i forhold til eutrofiering) kombineres ved for eksempel gjennomsnitt av parameterverdiene gitt i nEQR.¹

- b) Parametere/indekser som er sensitive for ulike påvirkninger (for eksempel begroingsalge indeksene PIT og AIP i forhold til hhv. eutrofiering og forsurening) kombineres i henhold til det verste styrer prinsippet.
2. Ulike kvalitetselementer kombineres i henhold til det verste styrer prinsippet. Dette gjøres med bakgrunn i beregnet nEQR for hvert kvalitetselement (evt. tilstandsklassen dersom EQR ikke kan beregnes).
3. Generelle fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer behandles på følgende måte:
 - a) Parametere som er sensitive for én og samme påvirkning (for eksempel vannkjemiske forsurningsparametere pH, ANC og Lal) kombineres til én normalisert EQR verdi ved å beregne gjennomsnitt (eller median) av nEQR verdiene for hver parameter. Tilsvarende gjøres for eutrofieringsparametere total fosfor, total nitrogen, siktedyp, og oksygen, og for evt. hydromorfologiske parametere. Total nitrogen brukes kun dersom vannforekomstene er nitrogenbegrenset, noe som hovedsakelig forekommer i sterkt eutrofierte vannforekomster.
 - b) Nitrogenbegrensning kan forekomme dersom Tot-N / Tot-P forholdet er lavere enn 20 (på vektbasis) (middelverdi for vekstsesongen) og summen av nitrat (NO₃) og ammonium (NH₄) er under deteksjonsgrensen (dvs. 10 µg/l) på minst ett tidspunkt gjennom vekstsesongen.”
 - c) Deretter kombineres nEQR verdiene for hver gruppe parametere i henhold til det verste styrer prinsippet. Den gruppen (dvs. påvirkningen) som gir den laveste nEQR verdien blir dermed sluttresultatet for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene.

Tekstboks 3.8

Eksempel for fastsettelse av økologisk tilstand for abiotiske kvalitetselementer (trinn 2):

Det foreligger data på både vannkjemiske eutrofierings- og forsurningsparametere (pH, ANC, LAl) fra elven 'Sjørelva'. For eutrofieringsparametere Tot-P, Tot-N og siktedyp beregnes nEQR til hhv. 0,96, 1,0 og 0,98. Gjennomsnittlig nEQR = 0,98 for disse, noe som indikerer at Sjørelva i ubetydelig grad er påvirket av eutrofiering. For forsurningsparametere pH, ANC og LAl beregnes nEQR til hhv. 0,5, 0,64 og 0,6. Gjennomsnittlig nEQR = 0,58 for disse, noe som indikerer at Sjørelva er moderat påvirket av forsuring. Samlet indikerer de abiotiske støtteparametere at tilstanden er moderat (nEQR = 0,58) og at forsuring er viktigste påvirkning.

For de nasjonale spesifikke miljøgiftene skal resultatene ikke grupperes. Disse vurderes kun ved bruk av EQS verdiene for hvert enkelt stoff. For kombinasjon med andre kvalitetselementer, se trinn 3 nedenfor.

Trinn 3: Kombinasjon av alle kvalitetselementer til samlet klassifisering

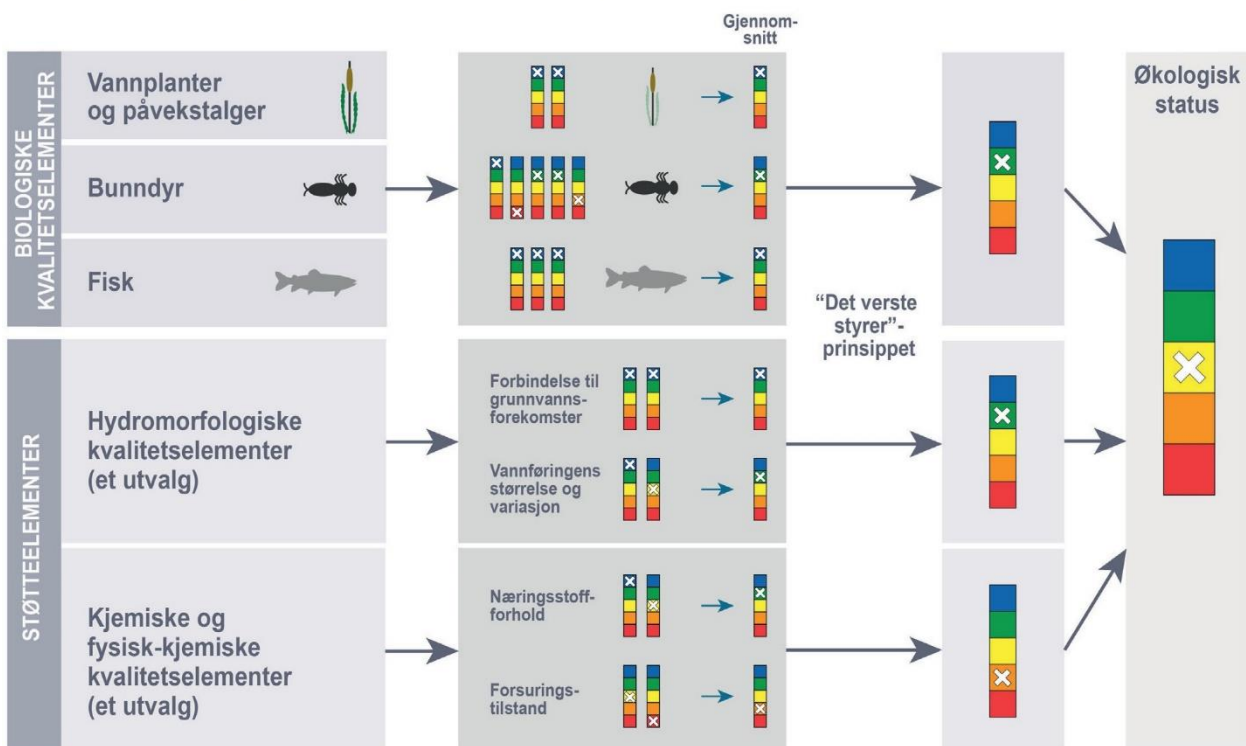
Dersom det verste av de biologiske kvalitetselementene gir moderat, dårlig eller svært dårlig tilstand trenger man ikke bruke de abiotiske kvalitetselementene i klassifiseringen. Men dersom all biologi er i svært god eller god tilstand, må også de abiotiske kvalitetselementene vurderes (se Figur 3.6). Hydromorfologiske støtteparametere kan kun nedgradere tilstanden fra svært god til god, mens fysisk-kjemiske støtteparametere kan nedgradere tilstanden til god eller moderat:²

- En vannforekomst som er vurdert å være i **svært god** tilstand basert på biologiske kvalitetselementer vil kunne **nedgraderes til god tilstand** dersom hydromorfologiske kvalitetselementer indikerer at vannforekomsten avviker fra referansetilstand og/eller fysisk-kjemiske kvalitetselementer indikerer at tilstanden er god.
- En vannforekomst som er vurdert å være i **svært god eller god tilstand** ut fra de biologiske kvalitetselementene vil kunne **nedgraderes til moderat tilstand** kun dersom fysisk-kjemiske kvalitetselementer indikerer at tilstanden er dårligere enn god (tilfredsstillende ikke biologiens krav til god eller bedre tilstand)³, og/eller dersom EQS verdien for en eller flere av de spesifikke miljøgiftene er overskredet.

² Selve prosedyren for fastsettelse av samlet nEQR er ikke beskrevet verken i vanddirektivet eller i noen av de tilhørende veilederne. Vår beskrivelse er en pragmatisk tilnærming til hvordan dette kan gjøres i praksis.

³ Dersom biologien er svært god eller god, men de fysisk-kjemiske støtteparametere indikerer at tilstanden er dårligere enn moderat kan samlet økologisk tilstand likevel ikke settes til dårligere enn moderat. nEQR settes da lik 0,5 som er midt i tilstandsklassen.

Eksempel på klassifisering av økologisk tilstand i en elv



Figur 3.5 Skjematisk beskrivelse av det verste styrer prinsippet. Søylene angir tilstandsklasser (figuren er hentet fra figur 3 i Guidance on Classification).

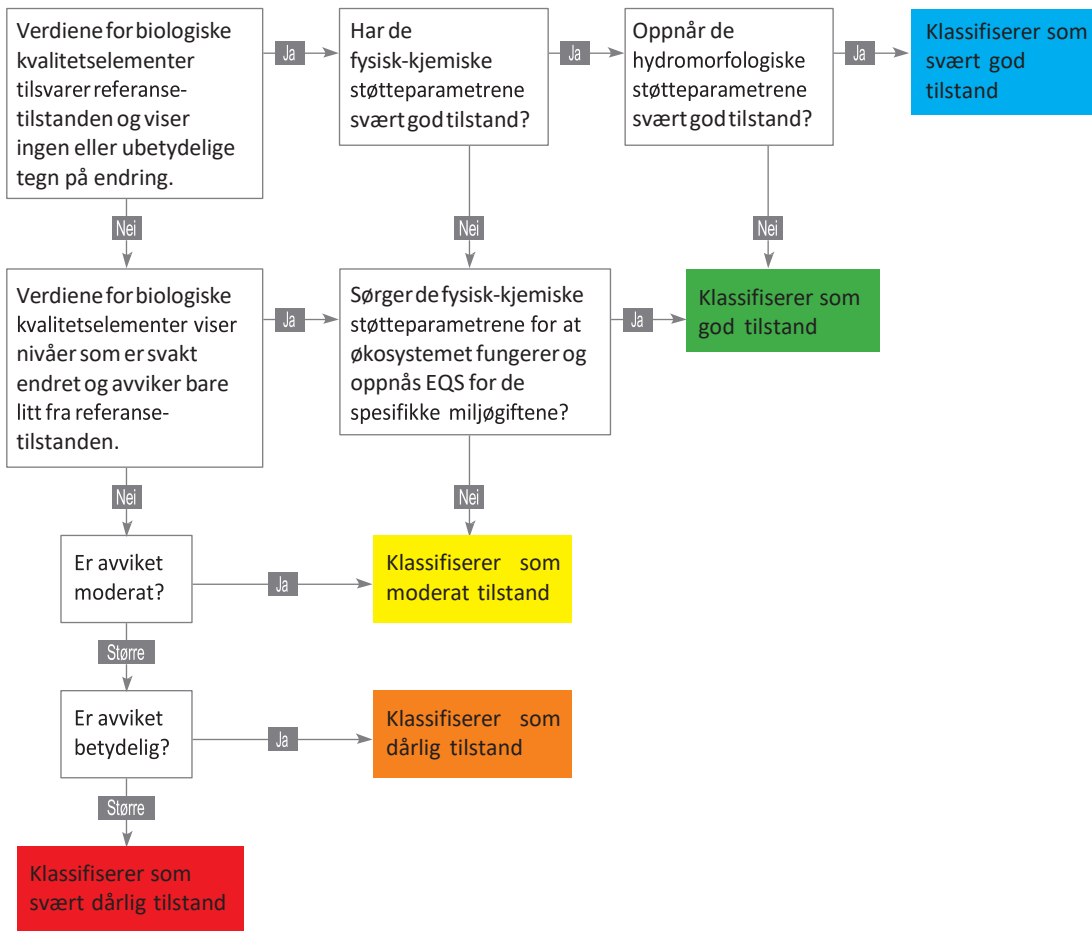
- Dersom alle kvalitetselementer (både biologiske og abiotiske) indikerer svært god tilstand men nEQR er lavere for enten hydromorfologiske eller fysisk-kjemiske kvalitetselementer, får vannforekomsten den laveste nEQR verdien.
- Tilsvarende vil kunne skje dersom alle kvalitetselementer indikerer god tilstand. Dersom biologien indikerer at tilstanden er moderat vil imidlertid samlet økologisk tilstand baseres kun på de biologiske kvalitetselementene selv om de fysisk-kjemiske kvalitetselementene indikerer en dårligere tilstand.

Tekstboks 3.9

Eksempler på fastsettelse av samlet økologisk tilstand basert på biologiske kvalitetselementer samt hydromorfologiske, fysisk-kjemiske kvalitetselementer og nasjonale spesifikke miljøgifter (trinn 3 i tilstandsklassifiseringen):

Eks 1: Tilstanden for innsjøen 'Langevann' er angitt å være god (nEQR=0,75) basert på biologiske kvalitetselementer alene. De hydromorfologiske støtteparameterne indikerer også god tilstand (nEQR = 0,7) mens de fysisk-kjemiske kvalitetselementene i ndikerer moderat tilstand (nEQR = 0,55). Ingen av EQS verdiene for de nasjonale spesifikke miljøgiftene er overskredet. Samlet økologisk tilstand for Langevann blir derfor moderat (nEQR = 0,55).

Eks 2: Tilstanden for elven 'Nordelva' er angitt å være god (nEQR = 0,75) basert på biologiske kvalitetselementer alene. De hydromorfologiske støtteparameterne indikerer også god tilstand (nEQR=0,7) og det gjør også de fysisk-kjemiske/kjemiske kvalitets elementene (nEQR = 0,65). Ingen av EQS verdiene for de nasjonale spesifikke miljøgiftene er overskredet. Samlet økologisk tilstand for Nordelva blir derfor god (nEQR=0,65), i dette tilfellet bestemt av de fysisk-kjemiske kvalitetselementene.



Figur 3.6 Flytdiagram som viser hvordan hydromorfologiske og fysiske-kjemiske støtteparametre påvirker klassifiseringen av en vannforekomst. Vær oppmerksom på at spesifikke miljøgiftene i denne sammenhengen er de nasjonale spesifikke miljøgiftene som brukes ved klassifisering av økologisk tilstand (se kap.10).

Prosedyre for å sjekke at tilstanden ikke feilaktig blir nedgradert pga. abiotiske kvalitetselementer

Dersom abiotiske overvåkingsdata indikerer dårligere tilstand enn biologiske data, må resultatene vurderes nærmere for å sjekke at økologisk tilstand for vannforekomsten ikke feilaktig blir nedgradert. Dette er særlig viktig dersom abiotiske data gir moderat eller dårligere tilstand og biologiske data viser minst god tilstand. Som figur 3.6 viser vil fysiske-kjemiske data kun nedgradere økologisk tilstand til moderat tilstand mens hydromorfologiske data kun kan nedgradere til god økologisk tilstand. I slike tilfeller bør kvaliteten på overvåkingsdata vurderes. Finnes det data for kvalitetselement som er følsomme for vedkommende påvirkning og når er prøvene tatt? Dersom datakvaliteten er tilfredsstillende opprettholdes nedgraderingen. Denne situasjonen indikerer en forsinket biologisk respons på en påvirkning og vil være et varsel om en framtidig negativ utvikling også av den biologiske tilstanden.

3.5.6 Beregning av EQR

Miljøtilstanden i en vannforekomst skal angis med en såkalt EQR-verdi (Ecological Quality Ratio). EQR er definert som forholdet mellom en observert verdi for en parameter og en verdi for referansetilstanden for den samme parameteren. EQR-verdien viser avviket fra referansetilstanden, og vil ha en verdi mellom 0 og 1 der 1 tilsvarer referansetilstanden (observert verdi er lik referansetilstanden). Forholdet mellom en parameter/indeksverdi og påvirkningsgraden varierer mellom ulike indekser. De kan stige eller synke med økt påvirkning og enkelte kan anta både negative og positive verdier.

Tabell 3.11 Oversikt over ulike metoder for beregning av EQR for innsjø og elv

Kategori	BQE	Indeks	EQR-Metode
Innsjø	Plantep plankton	Klorofylla	Metode 2: $EQR = Ref/Obs$
Innsjø	Plantep plankton	Biovolum, PTI, cyanobacterier	Metode 3: $EQR = (Obs - verste)/(Ref - verste)$
Innsjø	Vannplanter	Tlc	Metode 3: $EQR = (Obs - verste)/(Ref - verste)$
Innsjø	Bunnfauna	LAMI, Multiclear	Metode 1: $EQR = Obs/Ref$
Innsjø	Fisk	WS-FBI, NEFI	Metode 1: $EQR = Obs/Ref$
Innsjø	Fisk	Bestandsnedgang	Metode 3: $EQR = (Obs - verste)/(Ref - verste)$
Elv	Begroingsalger	PIT, AIP, HBI	Metode 3: $EQR = (Obs - verste)/(Ref - verste)$
Elv	Bunnfauna	ASPT, RAMI	Metode 1: $EQR = Obs/Ref$
Innsjø, elv	Fysisk-kjemisk	pH, siktedyp	Metode 1: $EQR = Obs/Ref$
Innsjø, elv	Fysisk-kjemisk	TP, TN, LAI	Metode 2: $EQR = Ref/Obs$
Innsjø, elv	Fysisk-kjemisk	ANC	Metode 3: $EQR = (Obs - verste)/(Ref - verste)$

For at EQR skal få en verdi mellom 0 og 1 må en derfor bruke litt ulike metoder for beregning som er vist i tabell 3.11. Metode 1 gjelder for tilfeller der parameterverdien synker med økende påvirkning og minimumsverdien er 0. Metode 2 gjelder når parameterverdien øker med økende påvirkning. Metode 3 gjelder når parameter/ indeksverdien kan anta både positive og negative verdier. Her må det angis en «verste verdi» i tillegg til referanseverdien, og begge er gitt i de tilhørende tabellene i veilederen.

3.5.7 Samvirkning av påvirkninger

Mange vannforekomster er utsatt for flere påvirkninger, f.eks. eutrofiering og hydromorfologiske inngrep, eller forsurening og hydromorfologiske endringer. I avsnittene foran er det den påvirkningen som gir størst effekt på et biologisk kvalitetselement som bestemmer tilstandsklassen for vannforekomsten. Det kan likevel være samvirkningseffekter som gir en større effekt enn summen av hver enkelt påvirkning hver for seg, f.eks. eutrofiering og klimaendringer. Dette er ikke tatt hensyn til i klassifiseringssystemet så langt, da vi mangler kunnskap om disse forholdene.

3.5.8 Kvalitetselementenes følsomhet for ulike påvirkninger

Bruken av prinsippet om at «det verste styrer» gjør at en i enkelte tilfeller kan forenkle prosessen med å bestemme miljøtilstand for en vannforekomst. Dersom det er kjent hvilken påvirkning(er) en vannforekomst er utsatt for og en vet hvilke kvalitetselementer som er de mest følsomme for denne påvirkningen kan en avgrense klassifiseringen til å omfatte disse kvalitetselementene. I tabell 3.12 er en oversikt over følsomheten for ulike kvalitetselementer for bestemte påvirkninger. For den enkelte vannforekomst kan det være snakk om ett eller flere kvalitetselementer pr. påvirkningstype og vær oppmerksom på at mange vannforekomster kan ha flere påvirkningsfaktorer som må vurderes sammen. I den tiltaksorienterte overvåkingen er det krav til at bare de kvalitetselementene som er følsomme for vedkommende påvirkning skal overvåkes.

3.5.9 Fremmede arter

Ved vurdering av fremmede arter er tidspunktet for innføring av arten sentral. Mange vannforekomster i Norge har en endret fiskefauna på grunn av utsetting (eks ørret). Når utsettingen er gjort før ca. år 1800, og arten har etablert selvproduserende bestand uten vedvarende degradering av økosystemet, anses arten som naturlig.

Nærvær av en introdusert art skal registreres som en påvirkning i Vann-Nett ved karakteriseringen.

I tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften er det den introduserte artens virkning på de øvrige artene som har betydning for klassifiseringen. Vannforekomster med påviste vannlevende fremmede høyrisikoarter oppført i Artsdatabankens rapport "Fremmedartslista 2018" kan ikke ha bedre enn god økologisk tilstand. Dersom en introdusert art har så store økologiske konsekvenser at minst ett av de biologiske kvalitetselementene har dårligere enn god tilstand skal vannforekomsten ha dårligere enn god tilstand.

3.6 Klassifisering og tilrettelegging i Vann-Nett

Vann- Nett saksbehandler er et kartverktøy til bruk i forvaltning av vannforekomster. Her registreres og lagres bl.a. informasjon om miljøtilstanden i vannforekomstene. Informasjonen brukes til å klassifisere vannforekomstene, og resultatet av klassifiseringen blir lagret i systemet på vannforekomst, kvalitetselement- og parameternivå.

Detaljvisning av miljøtilstanden viser den hierarkiske inndeling av kvalitetselement og parametere for både økologisk og kjemisk tilstand. Her vises også pålitelighetsgrad, som angir om tilstanden er basert på klassifiseringsdata for alle eller det mest sensitive kvalitetselement der påvirkning er kjent, eller om tilstanden er basert på en faglig vurdering uten eller med lite overvåkingsdata. Informasjon om det enkelte kvalitetselement/ parameter finnes ved å velge den aktuelle parameter i den hierarkiske strukturen.

Klassifisering basert på manuell registrering

I Vann- Nett registreres data i utgangspunktet på parameternivå. For hver parameter skal det som et minimum registreres:

- *Verdi*
- *Periode for gjennomførte malinger (Fra år – til år)*
- *Datakvalitet*
- *Datakilde*

Dersom parameteren skal inngå i klassifiseringen, dvs. dersom parameteren er representativ som indikator på aktuelle påvirkninger i vannforekomsten, må du også huke av for "Med i klassifiseringen".

Basert på den registrerte parameterverdien beregnes EQR og nEQR i VannNett og vil vises i registeringsvinduet for parameteren. Ut fra gjeldende klassegrenser (nasjonale vanntyper) vil parameteren få angitt en tilstandsklasse.

Dersom det er registrert data for flere parametere innen et kvalitetselement, vil det blir beregnet et middel av nEQR for disse, og tilstand for kvalitetselementet vil bli gitt ut fra denne. Dersom de ulike parametere innen et kvalitetselement er oppgitt til å indikere effekt av ulike påvirkningstyper, vil det bli beregnet et middel av nEQR for parametere innen hver påvirkningstype. Deretter vil tilstandsklasse for kvalitetselementet fastsettes ut fra "det verste styrer"-prinsippet basert på disse (se Figur 3.5 i kapittel 3.5.5).

⁴ Klassifiseringssystem under utvikling

Tabell 3.12 Kvalitetselementer og følsomhet.

Summarisk oversikt over kvalitetselementenes følsomhet i forhold til de tre påvirkningsfaktorene eutrofiering, forsurening, havforsuring og hydromorfologiske endringer, i elver, innsjøer og kystvann. Denne oversikten er basert på dagens data- og kunnskapsgrunnlag. Følsomhet for en gitt påvirkning vil kunne variere noe mellom vann typer og habitater men vi har ikke tilstrekkelig kunnskap om dette per i dag. Når forslag til klassifiseringssystem for dyreplankton foreligger vil dette være aktuelt å bruke ved vurdering av forsurening i innsjøer. XXX: svært følsomt, XX: følsomt, X: lite følsomt. I.R.: ikke relevant. Uthevet: kvalitetselementer der det foreligger grenseverdier

Påvirkning / Kvalitetselement	Eutrofiering / Organisk belastning	Forsuring	Hydromorfologiske endringer
Elver			
Påvekstalger	XXX	XXX	X
Heterotrof begroing	XXX ¹	I.R.	I.R.
Vannplanter	XX	I.R.	I.R.
Bunndyr	XXX	XXX	X
Fisk	X	XXX	XXX
Innsjøer			
Planteplankton	XXX	X	X
Vannplanter	XXX	XX	XXX
Krepsdyrplankton	X	XXX	X
Bunndyr	X ³	XX	XXX
Fisk	XX	XXX	XXX
Kystvann		Havforsuring	
Planteplankton	XXX	XX	X
Makroalger	XXX	X	XXX
Angiospermer	XXX	X	XXX
Bløtbunnsfauna	XXX	X	XXX

¹ Ved stor organisk belastning

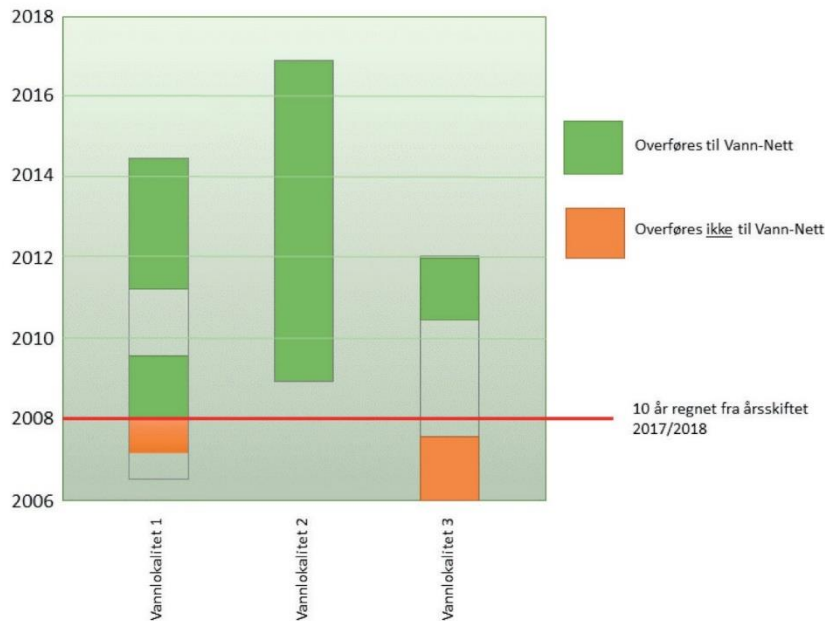
³ Gjelder litorale bunndyr. Det profundale bunndyrsamfunnet er svært følsomt for (stor) organisk belastning.

Økologisk tilstand for vannforekomsten gis automatisk når det er registrert en tilstand for et eller flere av de biologiske kvalitetselementene. Tilstanden settes for vannforekomsten etter "det verste styrer"-prinsippet basert på tilstanden for de biologiske kvalitetselementene. Økologisk tilstand for vannforekomsten kan også baseres utelukkende på fysisk-kjemiske kvalitetselementer dersom det ikke foreligger data på biologiske kvalitetselementer.

Klassifisering basert på dataoverføring (web-tjeneste) fra Vannmiljø

Vannmiljø er miljøforvaltningens fagsystem for registrering og analyse av data fra overvåking i vann. I Vannmiljø lagres data for undersøkte parametere på lokalitetsnivå (prøvetakingsstasjon).

I Vann-Nett er det en funksjon "Hent fra Vannmiljø" som sender en forespørsel til Vannmiljø om det finnes data på en eller flere vannlokaliteter med knytning til den aktuelle vannforekomsten. Dersom det på en eller flere av vannlokalitetene finnes data innenfor en tidsperiode på 10 år regnet fra dags dato, beregner Vannmiljø en middelvei for hver parameter



Figur 3.7 Figuren illustrerer tidsavgrensningen for innhenting av data til Vann-Nett. Feltene farget grønt eller oransje angir at det finnes data for året angitt i y-aksen. Rektanglene angir seksårsperioden fra det året lokaliteten sist ble prøvetatt og seks år tilbake i tid.

over et tidsrom på maksimalt 6 år. Det betyr at dersom en lokalitet har en tidsserie på f.eks. 12 år, hvor nyeste måling er 6 år gammel, vil bare de 4 siste årene (10 – 6) av tidsserien regnes med. Dette er illustrert i Figur 3.7.

Bruker vil motta en rapport (tabell) fra Vannmiljø med informasjon per parameter som angitt i tabell 3.13. Parametere som ikke har vært lastet ned tidligere, vil vises på grønn bakgrunn i rapporten.

Beregnet verdi for de aller flere parametere er en gjennomsnittsverdi basert på registreringer fra alle vannlokalitetene (målestasjonene) innenfor vannforekomsten. Da vises gjennomsnittsverdien for parameteren under feltet "Beregnet verdi".

For parametere angitt i Tabell 3.14 under, er beregnet verdi en annen verdi enn gjennomsnittsverdi.

I utgangspunktet vil alle parametere i rapporten være huket av, og overføres til Vann-Nett når en trykker på "Importer". Beregnet verdi fra rapporten blir dermed registrert som verdi i Vann - Nett, EQR og nEQR beregnes og tilstanden fastsatt på vanlig måte basert på dette.

Data som skal unntas fra klassifiseringen

Parametere kan unntas fra videre klassifisering i Vann-Nett dersom de vurderes til ikke å være representative for klassifiseringen for gjeldende vannforekomst. Dette gjøres på tre ulike måter:

1. Fjerne hukingen til venstre for parameternavnet i rapporten fra Vannmiljø.
2. Utelate data fra en eller flere vannlokaliteter i dataoverføringen fra Vannmiljø. Det gjøres ved hjelp av funksjonen "Endre utvalg av vannlokaliteter" i rapporten fra Vannmiljø.
3. Endre gjeldende periode for dataoverføring fra Vannmiljø. Det gjøres ved å endre dato i datovelgeren "Endre dato f.o.m."

Det skal alltid gis en forklaring på hvorfor data er utelatt fra klassifiseringen. Noen aktuelle årsaker kan være at en vannlokalitet ikke er representativ med hensyn på plassering i forhold til punktutslipp eller at det har vært gjennomført tiltak og at man ønsker å klassifisere på grunnlag av data etter tiltaksgjennomføringen. Forklaring gis i kommentarfeltet i detaljvisningen for den enkelte parameter.

Feilkilder

Tjenesten fra Vannmiljø tar ikke hensyn til utvelgelse etter metodikk, verken prøvetakings- og analysemetodikk eller tid på året, frekvens eller omdrev for prøvetaking. En kan dermed risikere å inkludere data som ikke tilfredsstillende krav til metodikk i tråd med klassifiseringsveilederen.

For mange parametere forventes ulike verdier til ulike tider på året. Systemet har ingen mulighet til å skille på dette. Dermed vil alle verdier innen en gitt tidsperiode inkluderes i den beregnede verdien.

Tjenesten foretar ingen evaluering av verdiene for de ulike parametere. Dermed blir også ekstremverdier inkludert i de beregnede middelverdiene. For mange av stasjonene finnes relativt få målinger, og ekstremverdier kan gi stort utslag for resultatet. For de parametere hvor laveste og høyeste verdi settes som utgangspunkt for vurderingene, vil usikkerheten bli enda større.

Systemet kan ikke skille ut det kvalitetselementet som vil være mest sensitivt i forhold til den påvirkningen vannforekomsten utsettes for. Det kan derfor gis en for god tilstand dersom det kun finnes data fra kvalitetselement som responderer på langt høyere nivå eller ikke i det hele tatt for den aktuelle påvirkningen.

Tabell 3.13 Oversikt over egenskaper som inngår i den genererte rapporten som viser hvilke parametere og beregnede verdier som blir hentet i uttrekk fra Vannmiljø til Vann-Nett.

Kolonne i rapport	Forklaring
Parameternavn	Parameternavnet i Vannmiljø
Medium	Angir hvilket medium prøven er tatt i
Artsnavn	For målinger i biota angis hvilken art målingene er foretatt i
Endre dato f.o.m.	Start på tidsrom for målinger som "beregnet verdi" er basert på. Denne datoen kan endres av bruker.
År til	Avslutning på tidsrom for målinger som "beregnet verdi" er basert på. Dvs. den datoen som representerer de nyeste målingene (nærmest opp til nåtid).
Beregnet verdi	Beregnet verdi viser hvilken beregnet verdi som skal brukes ved klassifisering av parameteren. For de fleste parametre brukes gjennomsnittsverdi, men for enkelte brukes minimumsverdi, 5 og 50 persentil. For miljøgifter angis både høyeste målte verdi og et årlig gjennomsnitt
Måleenhet	Måleenhet i Vannmiljø. Denne er harmonisert med måleenhet i Vann-Nett.
Høyesteverdi	Høyeste målte verdi for vedkommende parameter.
Gjennomsnittsverdi	Snittverdi av alle målinger ("Ant verdier") for vedkommende parameter.
Ant verdier	Antall enkeltmålinger som "Beregnet verdi" er basert på.

Tabell 3.14 Oversikt over parametere som registreres med andre beregnede verdier enn middelverdi.

Vannkategori	Parameter	Leverte verdi som
Ferskvann	Uorganisk aluminium	Høyest målte verdi
	Oksygen	5 persentil
		50 persentil
	Ammonium	90 persentil
	Cyanomax	Maksverdi pr. feltsesong
Kystvann	Klorofyll A	90 persentil
	Oksygen	Laveste målte verdi

4 Økologisk tilstand i innsjøer

4.1 Planteplankton

4.1.1 Innledning

Planteplankton i innsjøer brukes til å måle effekten av eutrofieringspåvirkning. Planteplankton kan klassifiseres i alle vanntyper, og det er satt referansetilstand og klassegrenser for sju vanntyper (se Tabellene 4.1 og 4.2). Dersom planteplankton skal brukes til klassifisering av innsjøer som tilhører andre vanntyper enn disse seks anbefales det å følge prosedyren som er angitt i kapittel 3.

Feltmetodikk og analyser

For generell metodikk om prøvetaking og analyse av planteplankton henvises til kap. 8.1.

4.1.2 Beregning av tilstand

Indekser

Fire indekser skal brukes til klassifisering av planteplankton:

- klorofyll a,
- totalt biovolum av planteplankton,
- indeks for artssammensetning (PTI)
- biomasse av cyanobakterier (blågrønnalger).

Disse dekker alle kravene til klassifisering av planteplankton i hht. [vannforskriftens vedlegg 5](#), og gir et helhetlig klassifiseringssystem for dette kvalitetselementet. Metoden er interkalibrert (ref. Official Intercalibration Decision og Technical reports) og derved juridisk bindende.

Hver av de fire indeksene beskrives kort i det følgende mht. prinsipper, krav til data og beregningsmetode, og alle klassegrensene er gitt i Tabell 4.2 for hver av indeksene for hver av de seks vanntypene. Normalisering av EQR-verdier og kombinasjon av alle indeksene til en samlet normalisert EQR verdi for innsjøen for hele vekstsesongen er også presentert.

Dose-respons kurver, liste med indikatorverdier for hver art som brukes i artssammensetningsindeksen PTI, samt eksempler på bruk av metodikken er gitt i vedlegg V4.1.

Krav til data

Alle indeksene bør være basert på minimum månedlige prøver tatt i vekstsesongen, dvs. seks prøver i mai-oktober i Sør-Norge og Midt-Norge, og fire prøver i juni-september i Nord-Norge nord for Saltfjellet. For tiltaksrettet overvåking bør hyppigere prøvetaking gjøres, se kap. 8.

Prinsipper

Planteplankton er meget følsomt overfor økning av nærings salttilførsler (eutrofiering). I en tidlig fase av eutrofieringen øker biomassen samtidig med at artssammensetningen også endres. Ved kraftigere eutrofiering endres artssammensetningen i en retning mot arter som ikke så lett går inn i den akvatiske næringskjede som mat, biomassen kan øke kraftig i form av oppblomstringer. Dette er i mange tilfeller cyanobakterier (blågrønnalger). Disse kan også danne giftige stammer som kan være farlige for både mennesker og dyr.

De fire indeksene som er utviklet for planteplankton fanger opp alle disse endringene og er godt korrelert til total fosfor i innsjøen (se dose-respons-kurver i vedlegg V4.1.2). De beskrives nærmere i det følgende.

Klorofyll a er det viktigste pigmentet i planktonalgens fotosyntese, og er et mål på biomassen av planteplankton. Det er vanligvis god sammenheng mellom klorofyll og totalt biovolum i norske innsjøer ($r^2 > 0,8$), selv om enkeltlokaliteter kan ha store variasjoner i forholdet mellom klorofyll og biovolum avhengig av artssammensetning og lysforhold.

Planteplankton Trofisk Indeks (PTI) uttrykker økningen av tolerante taxa, ofte problemalger, og reduksjon av sensitive taxa langs fosforgradienten. Indeksen er basert på en modifikasjon fra Ptacnik et al. 2009. Den summerer opp indikatorverdien for hvert taxon i prøven i forhold til andelen hvert taxon utgjør av prøven:

$$PTI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j}{\sum_{j=1}^n a_j}$$

a_j = andel av taxon j i prøven s_j = indikatorverdi for taxon j i prøven (se tabell over indikatorverdier vedlegg V4.1.1)

Indikatorverdien for hvert taxon kan variere fra 1 til 5 (se vedlegg V4.1.1). Indeksverdien for innsjøer kan variere fra 1,5 til 4,0.

Klassegrensene for både klorofyll a, totalt biovolum og PTI er satt ved bruk av responskurver for hver indeks langs totalfosfor-gradienten, og ut fra responskurver for andel følsomme arter og andel tolerante arter langs totalfosfor-gradienten. Klassegrensene er deretter justert i hht. de normative definisjonene i vannforskriftens vedlegg 5 (se også kapittel 3.1) og i forhold til andre nordiske klassifiseringsmetoder gjennom interkalibrerings prosessen.

Maksimalt volum for cyanobakterier ($Cyano_{max}$) er en indeks som beskriver økt forekomst av uønskede cyanobakterier.

Cyanobakterier er assosiert med eutrofiering i innsjøer og kan produsere høy biomasse bestående av potensielt giftige alger som kan sette grenser for utnyttelsen av innsjøer. Dette er «uønsket forstyrrelse» definert i den europeiske eutrofieringsveilederen for vanddirektivet (EC 2009). Mens oppblomstringsfrekvensen er vanskelig å måle med de prøvetakingsteknikker som benyttes i overvåkingsprogrammene kan oppblomstringsintensitet bestemmes ved å benytte maksimalt volum av cyanobakterier som observeres i løpet av vekstsesongen. Derfor inkluderer det norske klassifiseringssystemet volumet av cyanobakterier som mål på oppblomstringsintensitet. Siden denne indeksen er ment å reflektere «uønsket forstyrrelse» av planteplanktonsamfunn ble grensesettingen av klassegrensene linket til Verdens Helseorganisasjons risikonivåer for drikkevann og badevann (WHO 1999). WHO definerer risikonivåer med terskelverdier på hhv. 4 000, 20 000 og 100 000 celler ml^{-1} (WHO 1999). Disse verdiene ble konvertert til biovolumterskler på 0,2, 1 og 5 $mm^3 l^{-1}$ (eller mg / l) ved multiplikasjon av typisk celle volum (basert på kuleformede celler som *Microcystis* med cellediameter på 4,5 μm ; Hillebrand mfl. 1999).

Beregningsmetode

For hver av indeksene klorofyll a, totalt biovolum og PTI beregnes vanlig middelverdi av alle prøvene fra det aktuelle året. For $Cyano_{max}$ benyttes kun maksimalverdien av alle prøvene.

EQR for klorofyll a beregnes slik: $EQR_{Kla} = Kla_{ref}/Kla_{obs}$

EQR for totalt biovolum, PTI og $Cyano_{max}$ beregnes slik:

$EQR = Obs - Max / Ref - Max$ hvor:

- *Obs* = observert indeks verdi
- *Ref* = referanse verdi for indeksen
- *Max* = maksimum verdi for indeksen

For PTI er maksimumsverdien satt til 4,0 for alle innsjøtyper og for Cyano_{max} maksimumsverdien satt til 10 mg/l for alle innsjøtyper. For totalt biovolum er maksimumsverdien spesifikk for hver innsjøtype.

En prøve som har høyere verdi enn maksimumsverdien vil gi negativ EQR og settes derfor alltid til EQR = 0. En prøve som har lavere absoluttverdi enn referanseverdien vil få EQR-verdier over 1.0. Dette skjer fordi referanseverdien er satt som median-verdien av en populasjon av referansesjøer. Halvparten av referansesjøene vil dermed få lavere verdier enn referansen for klorofyll, biovolum og PTI. Når EQR-verdier over 1.0 skal normaliseres (se nedenfor), vil også den normaliserte EQR verdien bli over 1.0. For praktisk bruk anbefales det å sette normalisert EQR ned til 1.0 i slike tilfeller.

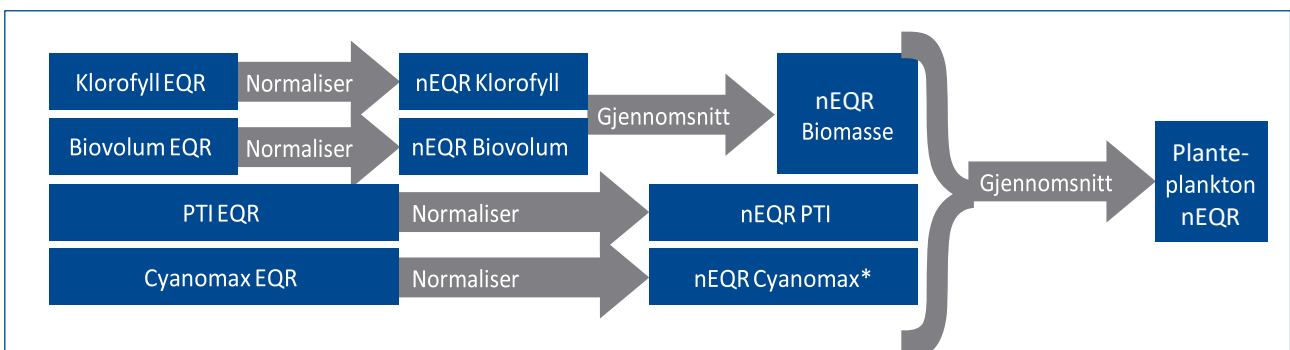
For å kunne kombinere alle indeksene for hele kvalitetselementet planteplankton, må EQR-verdien for hver indeks konverteres til en normalisert skala med lik klassebredde og standardiserte klassegrenser der SG/G, G/M, M/D og D/SD er henholdsvis 0,8, 0,6, 0,4, 0,2 (se Figur 3.4). Dette gjøres ved klassevis lineær interpolering som følger likningen på neste side.

$$nEQR = \left\{ \left[\frac{EQR - \text{nedre EQR klassegrense}}{\text{øvre EQR grense} - \text{nedre EQR grense}} \right] \times 0,2 \right\} + \text{nedre nEQR klassegrense}_n$$

0,2 = standardisert klassebredde for normalisert skala (øvre minus nedre normaliserte EQR klassegrense, den samme klassebredden på 0,2 gjelder for all klassene). *nedre nEQR klassegrense_n* = nedre normaliserte EQR klassegrense for den relevante klassen (dvs. ett av tallene 0, 0,2, 0,4, 0,6, 0,8)

For å kombinere resultatene for hele vekstsesongen for hver enkelt indeks til en totalverdi for hele kvalitetselementet planteplankton følges prosedyren i Figur 4.1:

1. Beregn gjennomsnittet av nEQR verdiene for klorofyll a og totalt biovolum (2 biomasseindekser). Dette er viktig å unngå å gi for mye vekt på biomasseindeksene i forhold til de andre indeksene.
2. Beregn så gjennomsnittet av nEQR-verdiene for biomasseindeksene og nEQR-verdiene for PTI og Cyano_{max}. Hvis nEQR-verdiene for Cyano_{max} er høyere enn nEQR-verdiene for biomasseindeksen eller PTI skal Cyano_{max} ikke benyttes. Grunnen er at Cyano_{max} benyttes for å degradere en innsjø til en dårligere klasse, men fravær av oppblomstring skal ikke benyttes for å oppgradere en innsjø til en bedre klasse enn den vil få av de andre indeksene.



Figur 4.1 Biomasse, sammensetting og oppblomstringsintensitet for planteplankton normaliseres og gjennomsnittsverdien beregnes for å estimere verdien for planteplanktonindeksen (som nEQR) * Cyano_{max} benyttes kun hvis nEQR-verdien er lavere enn nEQR verdien for middelverdien av nEQR for biomasse og nEQR for PTI.

Tabell 4.2 Klassegrenser for planteplankton-indeks, med absoluttverdier og EQR-verdier. For kobling mellom NGIG og norske innsjøtyper, se tabell 4.3.

		Absolutt-verdier				EQR-verdier				
Type	Klasse	Klorofyll	Biovolum	PTI	Cyano-max	Klasse	Klorofyll	Biovolum	PTI	Cyano-max
		µg/l	mg/l		mg/l					
L-N1	Ref verdi	3	0,28	2,09	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	6	0,64	2,26	0,16	SG/G	0,50	0,94	0,91	0,98
	G/M	9	1,04	2,43	1,00	G/M	0,33	0,87	0,82	0,90
	M/D	18	2,35	2,60	2,00	M/D	0,17	0,64	0,73	0,80
	D/SD	36	5,33	2,86	5,00	D/SD	0,08	0,12	0,60	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	6,00	4,00	10,00					
L-N2a	Ref verdi	2	0,18	2,00	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	4	0,40	2,17	0,16	SG/G	0,50	0,94	0,91	0,98
	G/M	6	0,64	2,34	1,00	G/M	0,33	0,88	0,83	0,90
	M/D	13	1,60	2,51	2,00	M/D	0,15	0,63	0,74	0,80
	D/SD	27	3,79	2,69	5,00	D/SD	0,07	0,05	0,66	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	4,00	4,00	10,00					
L-N2b	Ref verdi	1,3	0,11	1,90	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	2	0,18	2,09	0,16	SG/G	0,65	0,98	0,91	0,98
	G/M	4	0,40	2,26	1,00	G/M	0,33	0,92	0,83	0,90
	M/D	7	0,77	2,43	2,00	M/D	0,19	0,81	0,75	0,80
	D/SD	15	1,90	2,60	5,00	D/SD	0,09	0,49	0,67	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	3,60	4,00	10,00					
L-N3a	Ref verdi	2,7	0,30	2,09	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	5,4	0,60	2,26	0,16	SG/G	0,50	0,95	0,91	0,98
	G/M	9	1,00	2,43	1,00	G/M	0,30	0,88	0,82	0,90
	M/D	16	2,00	2,60	2,00	M/D	0,17	0,70	0,73	0,80
	D/SD	32	4,60	2,86	5,00	D/SD	0,08	0,25	0,60	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	6,00	4,00	10,00					
L-N5	Ref verdi	1,3	0,11	1,80	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	2	0,18	2,00	0,16	SG/G	0,65	0,98	0,91	0,98
	G/M	4	0,40	2,17	1,00	G/M	0,33	0,90	0,83	0,90
	M/D	7	0,77	2,34	2,00	M/D	0,19	0,77	0,75	0,80
	D/SD	15	1,90	2,51	5,00	D/SD	0,09	0,38	0,68	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	3,00	4,00	10,00					
L-N6a	Ref verdi	2	0,18	2,00	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	4	0,40	2,17	0,16	SG/G	0,50	0,93	0,91	0,98
	G/M	6	0,64	2,34	1,00	G/M	0,33	0,86	0,83	0,90
	M/D	12	1,46	2,51	2,00	M/D	0,17	0,63	0,74	0,80
	D/SD	25	3,46	2,69	5,00	D/SD	0,08	0,04	0,66	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	3,60	4,00	10,00					
L-N8a	Ref verdi	3,5	0,34	2,22	0,00	Ref verdi	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G	7	0,77	2,39	0,16	SG/G	0,50	0,94	0,90	0,98
	G/M	10,5	1,24	2,56	1,00	G/M	0,33	0,86	0,81	0,90
	M/D	20	2,66	2,73	2,00	M/D	0,18	0,65	0,71	0,80
	D/SD	40	6,03	3,07	5,00	D/SD	0,09	0,15	0,52	0,50
	max verdi	<i>n.a.</i>	7,00	4,00	10,00					

4.1.3 Referansetilstand og klassegrenser

Klassegrenser for planteplankton i norske innsjøtyper

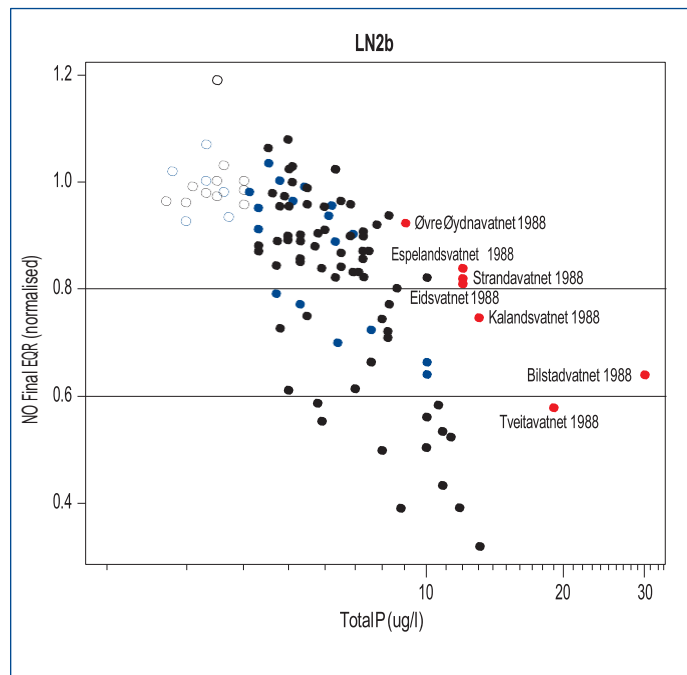
Vanntypene i Tabell 4.2 er nordiske NGIG typer (jf. Tabell 3.5), der klassegrensene er interkalibrert med andre nordiske land, dvs. juridisk bindende. Koblingen mellom disse og de norske innsjøtypene er gitt i tabell 3.5. For innsjøer som tilhører andre norske vanntyper enn dem som er koblet til NGIG typer er det ikke utviklet klassegrenser for planteplankton. Dette gjelder bl.a. innsjøer i begge ender av kalsium- og/eller humusgradienten, men også fjellsjøer, samt svært store og dype innsjøer. Klassifisering av planteplankton i disse spesielle norske vanntypene bør likevel kunne gjøres, da mange av våre innsjøer tilhører slike vanntyper. For innsjøer i begge ender av kalsium- og/eller humusgradienten er en mulig tilnærming å velge den NGIG typen som ligner mest på den aktuelle norske vanntypen mht. kalsium og humus. Klassifiseringsresultatet vil bli mer usikkert i slike innsjøtyper. I Tabell 4.3 har vi forsøkt å angi hvilke NGIG typer som er best egnet for hver av de norske innsjøtypene i lavland og skog Tabell 3.5. For klassifisering av planteplankton i store, dype innsjøer og i fjellsjøer er det gitt forslag til klassegrenser i egne avsnitt nedenfor.

Klassifisering av planteplankton i store, dype innsjøer

Store, svært dype innsjøer er en spesiell variant av nordisk type L-N2b. Korrelasjoner mellom planteplankton og totalfosfor viser ingen signifikant forskjell mellom store, svært dype innsjøer over 50 m middeldyp og andre dype innsjøer med middeldyp 15-50 m (Figur 4.2). Dette indikerer at det ikke er noen åpenbar grunn til å ha strengere miljømål for planteplankton i svært dype innsjøer enn for andre dype innsjøer, men lokale tilpasninger kan likevel være nødvendig for å være føre-vår mht. uønskede endringer i planteplanktonet, f.eks. økt biomasse av store kiselalger eller cyanobakterier.

Tabell 4.3 Anbefalt kobling av nordiske NGIG typer for planteplankton til norske vanntyper i lavland og skog. Fet skrift angir den norske typen som matcher eksakt med NGIG typen (se også Tabell 3 5).

NGIG type	Norske innsjøtyper	Typebeskrivelse
L-N1	L107, L109	Lavland, moderat kalkrik, eller kalkrik, klar, grunn
L-N2a	L104, L105a	Lavland, kalkfattig, svært klar og klar, grunn
	L207	Skog, moderat kalkrik og klar, grunn
L-N2b	L105b	Lavland, kalkfattig, klar, dyp
L-N3	L106	Lavland, kalkfattig, humøs, grunn
	L208	Skog, moderat kalkrik og humøs, grunn
L-N5	L101a-d, L102a-d	Lavland, svært kalkfattig, svært klar eller klar, grunn eller dyp
	L201a-d, L202a-d	Skog, svært kalkfattig, svært klar eller klar, grunn eller dyp
	L204, L205	Skog, kalkfattig, svært klar eller klar, grunn eller dyp
L-N6	L103a-d, L203a-d	Lavland eller skog, svært kalkfattig, humøs, grunn
	L206	Skog, kalkfattig, humøs, grunn
L-N8	L108, L110	Lavland, moderat kalkrik eller kalkrik, humøs, grunn



Figur 4.2 Sammenheng mellom totalfosfor og planteplankton EQR (normalisert, basert på klorofyll, biovolum, PTI-indeks for artssammensetning og maksvolum av cyanobakterier) i norske kalkfattige, klare, dype innsjøer (L-N2b). Blå punkter er innsjøer med over 50 m middeldyp, mens svarte punkter er innsjøer med middeldyp 15-50 m. Innsjøer med totalfosfor mindre enn 4 µg/l er unntatt fra regresjonen (åpne sirkler), mens innsjøer med klart avvikende regresjon er markert med rød farge, navn og årstall.

Innsjøer med avvikende respons (røde punkter i Figur 4.2) er alle på Vestlandet og har middeldyp fra 15-50 m. Det er uklart hva denne avvikende responsen skyldes, men kortere oppholdstid pga. mer regn, samt mer beiting fra dyreplankton pga. lavere predasjonspress fra fisk på dyreplanktonet kan være medvirkende faktorer. Slike innsjøer ser ut til å tåle mer fosfor enn andre før planteplanktonet får moderat tilstand ($nEQR < 0,6$). Nyere data fra basisovervåkingen av store innsjøer (ØKOSTOR) tilsier at vanntype L-N2b (norsk type 105b, gammel typekode 6) bør brukes både for kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer i lavlandet (Lyche Solheim m. fl. 2017). Denne vanntypen bør også brukes for moderat kalkrike innsjøer i høyderegion skog, mens kalkfattige innsjøer i denne høyderegionen bør benytte NGIG type L-N5 (som gjelder for norsk type 101, 102, 201, 202, 204, 205).”

Klassifisering av planteplankton i fjellsjøer

Fjellsjøer defineres som innsjøer over tregrensen eller nord for tregrensen (Finnmark). Fjellsjøer ble opprinnelig foreslått som nordisk type L-N7, men pga. manglende data har denne typen ikke blitt interkalibrert med andre nordiske land. Fjellsjøer er mange steder utsatt for økende tilførsler av næringsalter pga. stadig flere hytter og annen utbygging i turistnæringen på fjellet. Det kan derfor bli økende behov for overvåking og klassifisering av planteplankton også i slike sjøer. Klassegrenser for de øvrige planteplankton-parameterne er ikke etablert for fjellsjøer, men er foreslått i tabell 4.4 sammen med de opprinnelige klorofyll a grensene. Forslaget gjelder for svært kalkfattige, eller kalkfattige, klare eller humøse fjellsjøer. For de klare fjellsjøene er klassegrensene for totalt biovolum basert på den samme regresjonslinjen mot klorofyll a som for alle andre vanntyper (se dose-respons kurve i vedlegg V4.1.2). For PTI er klassegrensene nedjustert med 0,1 enhet i forhold til tilsvarende klassegrenser for L-N5 (kalkfattige klare skogssjøer). For maksimum biomasse av cyanobakterier er klassegrensene de samme som for alle de andre vanntypene, da disse er satt basert på WHO's klassegrenser for risiko for cyanotoksiner. For de humøse fjellsjøene foreslås å bruke de samme klassegrensene som for klare skogssjøer (L-N5) i mangel av annen kunnskap og data.

Tabell 4.4 Klassegrenser for planteplankton-indeks, med absoluttverdier og EQR-verdier.

Fjellsjø	Type	Klasse	Absolutt-verdier				Klasse	EQR-verdier			
			Klorofyll µg/l	Biovolum mg/l	PTI	Cyano _{max} mg/l		Klorofyll	Biovolum	PTI	Cyano _{max}
klare L-N7, L301, L302, L304, L305	Ref verdi		0,8	0,06	1,70	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G		1,5	0,13	1,90	0,16	0,53	0,98	0,91	0,98	0,98
	G/M		2,5	0,23	2,07	1,00	0,32	0,94	0,84	0,90	0,90
	M/D		6	0,64	2,24	2,00	0,13	0,80	0,77	0,80	0,80
	D/SD		12	1,46	2,41	5,00	0,07	0,52	0,69	0,50	0,50
	max verdi		<i>n.a.</i>	3,00	4,00	10,00					
humøse, 22, 25 L303, L306	Ref verdi		1,3	0,11	1,80	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	SG/G		2	0,18	2,00	0,16	0,65	0,98	0,91	0,98	0,98
	G/M		4	0,40	2,17	1,00	0,33	0,90	0,83	0,90	0,90
	M/D		7	0,77	2,34	2,00	0,19	0,77	0,75	0,80	0,80
	D/SD		15	1,90	2,51	5,00	0,09	0,38	0,68	0,50	0,50
	max verdi		<i>n.a.</i>	3,00	4,00	10,00					

For moderat kalkrike og kalkrike fjellsjøer anbefales det å bruke klassegrensene for L-N5 for svært klare eller klare innsjøer (farge < 30 mg Pt/l), og L-N6 for humøse innsjøer.

4.2 Vannplanter

4.2.1 Innledning

Vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i (1) helofytter ("sivvegetasjon") og "ekte" vannplanter. Det er kun de «ekte» vannplantene som brukes i klassifisering av økologisk tilstand i Norge.

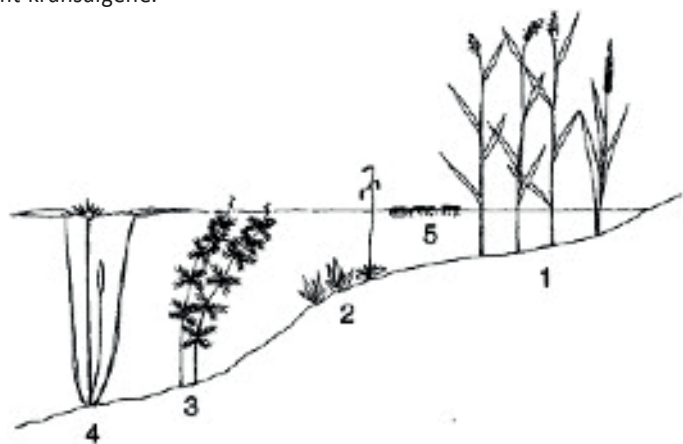
Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vann-overflata og kan deles inn i 4 livsformgrupper (se Figur 4.3):

(1) *helofytter* (sivvegetasjon), (2) *isoetider* (kortsukksplanter), (3) *elodeider* (langskuddsplanter), (4) *nymphaeider* (flytebladsplanter), (5) *lemnider* (fritt flytende planter), samt kransalgene.

Vedlegg V4.2.1 tabell V4.2.1 gir en liste over alle vannplanter i Norge, inkludert kjente hybrider.

Vannplanter er følsomme både for eutrofiering, forsuring og for vannstandsvariasjon i innsjøer. Det er derfor utviklet klassifiseringssystem for alle disse påvirkningstypene (kap. 4.2.2 for eutrofiering og 4.2.3 for vannstandsvariasjon og forsuring).

For alle påvirkningene må vannplantene identifiseres i hht. feltmetodikken som er beskrevet i kap. 8.3.



Figur 4.3 Ulike livsformgrupper av vannplanter.

Feltmetodikk og analyse

Undersøkelser av vannplanter foretas én gang i løpet av seinsommeren, i perioden juli-september. Detaljert beskrivelse av overvåkingsmetodikk og prøvetakingsprosedyrer finnes i kapittel 8.3.

Mengde av enkeltarter vurderes ved hjelp av en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten i hele innsjøen), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Det skal utarbeides én artsliste for hver innsjø. For store heterogene innsjøer kan man vurdere å utarbeide artslistene for ulike deler av innsjøen.

4.2.2 Eutrofi – Trofiindeks for vannplanter (T_{lc})

Prinsipper

Eutrofiering i innsjøer fører til reduserte lysforhold på grunn av økt planteplanktonbiomasse. Dette er sannsynligvis den viktigste effekten av eutrofiering på vannplanter. Ulike arter og grupper av arter har forskjellige krav til lys og eutrofieringen vil derfor virke inn på sammensetningen av arter i innsjøen og på mengde av de forskjellige artene. Dessuten vil endrete lysforhold ha stor betydning for hvor dypt plantene kan vokse.

Trofiindeks (T_{lc})

For klassifisering av økologisk tilstand av vannplanter benyttes trofiindeksen T_{lc} (Mjelde mfl., in prep.). Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor eutrofiering og antall arter som er tolerante overfor slik påvirkning.

$$T_{lc} = \frac{N_s - N_t}{N} \times 100$$

N_s er antall sensitive arter funnet i innsjøen, N_t er antall tolerante arter, og N er totalt antall arter, inkludert indifferente arter (dvs. arter med vide preferanser), samt sjeldne arter.

I indeksen er arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger) inkludert. Moser, begroingsalger og helofytter («sivplanter») inkluderes ikke.

Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Indeksen beregner én verdi for hver innsjø. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for delområder.

Ved utregning av EQR kreves en indeksverdi på en kontinuerlig skala. Da indeksverdien kan være negativ må derfor 100 legges til ved beregning av EQR.

$$EQR = \frac{\text{observert verdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Observert verdi representerer indeksverdien (T_{lc}) regnet ut for den aktuelle innsjøen, mens referanseverdien tas fra tabellen for den aktuelle innsjøtypen.

Sensitive og tolerante arter for eutrofiering

Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer (inkludert referansesjøer), mens de får redusert forekomst og dekning (etterhvert bortfall) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter som får økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og er ofte sjeldne eller har lav dekning i upåvirkede innsjøer. Vedlegg V4.2.1 viser oversikt over alle vannplanter, mens vedlegg V4.2.2 viser hvilke arter som er sensitive og tolerante arter i forhold til eutrofiering.

Krav til data og kvalitetsprosedyrer

Det beregnes vanligvis en indeksverdi av T_{lc} for hver innsjø ved å kombinere vannvegetasjonsdata fra alle stasjoner/habitater. Det er svært viktig at bare arter som er nevnt i vedlegg V4.2.2 inkluderes i utregningen. For å få et mest mulig

korrekt bilde av tilstanden for vannplanter bør man påse at stasjonsutvalget inkluderer alle typer habitater slik at det samlet gir et representativt bilde av vannvegetasjonen i innsjøen. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for delområder, dersom disse er definert som egne vannforekomster. Kvalitetssikring av data bør inkludere etterprøving av innsamlingsmetodikken, stasjonsutvalgets representativitet og en vurdering av om artsbestemmelsene er korrekte.

Klassegrenser for Tlc

Tabell 4.5a Klassegrensene og referanseverdier, asoluttverdier, for trofiindeksen Tlc for alle vanntyper som klassifiseringsmetoden er utviklet for. Vanntyper markert med fet skrift har klassegrenser som er interkalibrert med andre nordiske land. Innsjøtype er hentet fra Tabell 3 5. Typegrensene for kalsium for respektive innsjøtyper står i tabell 4.5b.

Innsjøtype		N-GIG type	farge mg Pt/l	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L101a-d, L102a-d, L201a-d, L202a-d	Svært kalkfattige, klare	L-N-M001	<30	95	95-92	92-55	55-40	40-15	<15
L103a-d, L203a-d	Svært kalkfattige, humøse	L-N-M002	>30	78	78-71	71-55	55-40	40-15	<15
L104, L105a-b, L204, L205	Kalkfattige, klare	L-N-M101	<30	79	79-75	75-55	55-40	40-15	<15
L106, L206	Kalkfattige, humøse	L-N-M102	>30	78	78-71	71-55	55-40	40-15	<15
L107, L207	Moderat kalkrike, klare	L-N-M201	<30	74	74-66	66-30	30-5	5-(-35)	<(-35)
L108, L208	Moderat kalkrike, humøse	L-N-M202	>30	69	69-67	67-30	30-5	5-(-35)	<(-35)
L109	Kalkrike, klare	L-N-M301	<30	75	75-63	63-30	30-5	5-(-35)	<(-35)
L110	Kalkrike, humøse	L-N-M302	>30	73	73-63	63-30	30-5	5-(-35)	<(-35)

Tabell 4.5b Klassegrensene, EQR-verdier, for trofiindeksen Tlc for alle vanntyper som klassifiseringsmetoden er utviklet for. Vanntyper markert med fet skrift har klassegrenser som er interkalibrert med andre nordiske land. Innsjøtype er hentet fra Tabell 3 5.

Innsjøtype		kalsium mg Ca/l	farge mg Pt/l	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L101a-d, L102a-d, L201a-d, L202a-d	Svært kalkfattige, klare	<1	<30	>0,98	0,98-0,79	0,79-0,72	0,72-0,59	<0,59
L103a-d, L203a-d	Svært kalkfattige, humøse	<1	>30	>0,96	0,96-0,87	0,87-0,79	0,79-0,65	<0,65
L104, L105a-b, L204, L205	Kalkfattige, klare	1-4	<30	>0,98	0,98-0,87	0,87-0,78	0,78-0,64	<0,64
L106, L206	Kalkfattige, humøse	1-4	>30	>0,96	0,96-0,87	0,87-0,79	0,79-0,65	<0,65
L107, L207	Moderat kalkrike, klare	4-20	<30	>0,95	0,95-0,75	0,75-0,60	0,60-0,37	<0,37
L108, L208	Moderat kalkrike, humøse	4-20	>30	>0,99	0,99-0,77	0,77-0,62	0,62-0,38	<0,38
L109	Kalkrike, klare	>20	<30	>0,93	0,93-0,74	0,74-0,60	0,0-0,37	<0,37
L110	Kalkrike, humøse	>20	>30	>0,94	0,94-0,75	0,75-0,61	0,61-0,38	<0,38

4.2.3 Forsuring – Forsuringsindeks for vannplanter (SI_c)

Prinsipper

Alkalinitet/kalsium/pH er regnet som den viktigste bestemmende faktoren for endringer i artssammensetning av vannplanter. Gradienten gjenspeiler først og fremst de ulike artenes og livsformgruppenes krav eller mulighet til karbon-kilde. I forsuret vann reduseres konsentrasjonen av oppløst CO₂ og vannplantene blir svært avhengige av sedimentet som karbonkilde. På grunn av karbon-preferansene er mange isoetider og nymphaeider, samt noen få elodeider, bl.a. *Juncus bulbosus* (krypsiv), mest tolerante overfor forsuring.

Forsuringsindeks (SI_c)

For klassifisering av økologisk tilstand av vannplanter i forhold til forsuring benyttes en forsuringsindeks (SI_c) (vedlegg V4.2.3). Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive for forsuring og antall arter som er tolerante for slik påvirkning. Liste over sensitive og tolerante arter i vedlegg V4.2.3.

$$SI_c = \frac{N_s - N_t}{N} \times 100$$

N_s er antall sensitive arter funnet i innsjøen, N_t er antall tolerante arter, og N er totalt antall arter, inkludert indifferente arter (dvs. arter med vide preferanser), samt sjeldne arter.

Indeksen er arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger) inkludert. Moser, begroingsalger og helofytter inkluderes ikke.

Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Indeksen beregner én verdi for hver innsjø. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for del-lokaliteter.

Ved **utregning av EQR** kreves en indeksverdi på en kontinuerlig skala. Da indeksverdien kan være negativ må derfor 100 legges til ved beregning av EQR.

$$EQR = \frac{\text{observert verdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Observert verdi representerer indeksverdien (TIC) regnet ut for den aktuelle innsjøen, mens referanseverdien tas fra tabellen for den aktuelle innsjøtypen.

Krav til data og kvalitetsprosedyrer

Det beregnes vanligvis en indeksverdi av SI_c for hver innsjø ved å kombinere vannvegetasjonsdata fra alle stasjoner/habitater. *Det er svært viktig at bare arter som er nevnt i vedleggstabell 4.2.3 inkluderes i utregningen.* For å få et mest mulig korrekt bilde av tilstanden for vannplanter bør man påse at stasjonsutvalget inkluderer alle typer habitater, også dypere vann, slik at det samlet gir et representativt bilde av vannvegetasjonen i innsjøen.

Kvalitetssikring av data bør inkludere etterprøving av innsamlingsmetodikken, stasjonsutvalgets representativitet og en vurdering av om artsbestemmelsene er korrekte.

Referanseverdi og klassegrenser

Referanseverdi og klassegrenser for SI_c-indeksen er vist i tabell 4.6. Effekter av forsuring er bare aktuelt å vurdere for svært kalkfattige og kalkfattige innsjøtyper. Referanseverdi er bare oppgitt for kalkfattige innsjøer. Foreliggende datamateriale er for lite til å sette referanseverdi for svært kalkfattige innsjøer. Foreløpige analyser antyder at det er ulike responser for svært kalkfattige innsjøer og kalkfattige innsjøer. Det er derfor utarbeidet klassegrenser for begge innsjøtypene. De foreslåtte klassegrensene er basert på tidligere observerte endringer langs pH-skalaen for viktige arter og grupper av arter, foretatt av Lindstrøm m.fl. (2004). Referanseverdier mangler for de fleste vanntypene, og det er derfor ikke EQR-verdier for klassegrensene. Når tilstandsklassen er bestemt settes nEQR lik midtverdien for klassen (0,9,0,7,0,5,0,3 eller 0,1).

Tabell 4.6. Klassegrenser og referanseverdi, absoluttverdier, for SIC-indeksen.

Klassegrense	Sic-verdi			
	L104	L204	L101 a-d	L201 a-d
	L105 a-b	L205	L102 a-d	L202 a-d
	L106	L206	L103 a-d	L203 a-d
Referanseverdi	22,2		na	
Svært god/god	-33,3		-11,7	
God/moderat	-61,7		-48,3	
Moderat/dårlig	-80,7		-72,8	
Dårlig/svært dårlig	-85,4		-78,9	

Viderearbeid

Klassegrensene for forsuringsindeksen er basert på et begrenset datamateriale og de bør testes på et større datasett. Dette gjelder særlig svært kalkfattige innsjøer og humøse innsjøer og overvåkingsdata fra flere referanselokaliteter for disse vanntypene må inkluderes i datagrunnlaget.

4.2.4 Hydromorfologi - vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin (W1c)

Prinsipper

Vannstanden i innsjøer reguleres av flere grunner; f.eks. vannkraftbehov, drikkevannsforsyning, jordbruksvanning. De ulike reguleringsformålene fører til ulik manøvrering av vannstanden gjennom året, som gir svært ulike effekter på littoralsona og de biologiske forholdene.

Den foreliggende indeksen (W1c) er utviklet for reguleringsmagasiner. Tradisjonelt sett ble disse innsjøene tappet kraftig ned på seinvinteren/våren (vinternedtapping), og hadde en høy stabil vannstand utover sommeren og høsten. Littoralsonen og vannvegetasjonen påvirkes negativt av en slik regulering, bl.a. gjennom innfrysning, iserosjon og tørrlegging, slik at vannvegetasjonen utarmes eller forsvinner helt. I de siste årene er manøvreringen av flere reguleringsmagasiner endret; det er mer bruk av korttidsreguleringer gjennom sesongen og store endringer fra år til år.

En innsjø som er regulert for drikkevannsmål vil ha korttidsreguleringer gjennom hele året, men vannstandsamplituden vil være betraktelig mindre enn i reguleringsmagasiner. Her vil man kunne få økt utbredelse av enkelte arter, mens andre reduseres.

Vannstandsindeks (W1c)

For klassifisering av økologisk tilstand av vannplanter i reguleringsmagasiner benyttes vannstandsindeksen (se Mjelde et al. 2012; vedlegg V4.2.3). Indeksen er basert på forholdet mellom antall sensitive arter og antall tolerante arter (se vedlegg 4.2.3).

$$W1_c = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100$$

hvor N_s er antall sensitive arter funnet i innsjøen, N_T er antall tolerante arter, og N er total antall arter, inkludert indifferente arter og sjeldne arter.

I indeksen er arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger) inkludert. Moser, begroingsalger og helofytter inkluderes ikke.

Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Indeksen beregner én verdi for hver innsjø. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for delområder.

Ved **utregning av EQR** kreves en indeksverdi på en kontinuerlig skala. Da indeksverdien kan være negativ må derfor 100 legges til ved beregning av EQR.

$$EQR = \frac{\text{observert verdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Observerte verdi representerer indeksverdien (Wlc) regnet ut for den aktuelle innsjøen, mens referanseverdien tas fra tabellen for den aktuelle innsjøtypen.

Krav til data og kvalitetsprosedyrer

Det beregnes vanligvis en indeksverdi av Wlc for hver innsjø ved å kombinere vannvegetasjonsdata fra alle stasjoner/habitater. *Det er svært viktig at bare arter som er nevnt i vedleggstabell V4.2.7 inkluderes i utregningen.* For å få et mest mulig korrekt bilde av tilstanden for vannplanter bør man påse at stasjonsutvalget inkluderer alle typer habitater, også dypere vann, slik at det samlet gir et representativt bilde av vannvegetasjonen i innsjøen.

Kvalitetssikring av data bør inkludere etterprøving av innsamlingsmetodikken, stasjonsutvalgets representativitet og en vurdering av om artsbestemmelsene er korrekte.

Klassifisering

Utvikling av Wlc-indeksen og vurdering av sensitive og tolerante arter er basert på analyser av svenske, finske og norske data (Mjelde et al. 2012). Foreliggende forslag til norske klassegrenser er basert på data for norske innsjøer. Datamaterialet inkluderer reguleringsmagasiner hvor det foreligger undersøkelser av vannvegetasjon, samt døgnvannstander over en flerårs-periode i forkant. I tillegg har vi inkludert t uregulerte innsjøer hvor det foreligger tilsvarende vannstandsdata. Innsjøer regulert til annet formål og hvor vannstanden er stabilisert er **ikke** inkludert.

Klassegrenser

Klassegrenser for Wlc-indeksen er vist i tabell 4.7. Basert på foreliggende datamateriale er det ikke mulig å sette referanseverdier og dermed ikke mulig å beregne EQR. Foreløpige analyser antyder at det er ulike responser for moderat kalkrike innsjøer og svært kalkfattige/kalkfattige innsjøer. Det er derfor utarbeidet klassegrenser for hhv. kalkfattige og moderat kalkrike innsjøer.

Tabell 4.7 Klassegrenser, absoluttverdier, for Wlc-indeksen med korresponderende vintervedtappingsamplitude for relevante innsjøtyper.				
Klassegrense	Wlc-verdi			
	L104 L105 a-b L106	L204 L205 L206	L107 L108	L207 L208
Referanseverdi	na		na	
Svært god/god	-13,7		19,7	
God/moderat	-20,3		9,1	
Moderat/dårlig	-52,5		-32,6	
Dårlig/svært dårlig	na		na	

Viderearbeid

Foreliggende datamateriale er ikke helt tilfredsstillende for å sette klassegrenser. Indeksen og klassegrensene må derfor utvikles og testes videre når nye data foreligger. Særlig referansesjøer, innsjøer med liten vintervedtapping og innsjøer med vintervedtapping på mer enn 6-7 m bør inkluderes.

Siste års praksis med korttidsreguleringer i reguleringsmagasiner, tidligere nedtapping på høsten, og større variasjoner gjennom året, kan gi andre effekter på littoralsonen. Dette bør inngå i videre arbeid. Dessuten bør en mulig bruk av dybdegrensener for bestander av *Isoetes lacustris* vurderes, som et tillegg til eller i kombinasjon med WIC-indeksen.

4.3 Virvelløse dyr i innsjøer

4.3.1 Innledning

I innsjøer finner vi forskjellige virvelløse smådyr (invertebrater) som lever hele eller deler av livet i ferskvann, enten på bunnen eller i det øverste sedimentlaget (bunndyr), eller i de åpne vannmasser (dyreplankton). Vi finner også dyreplankton nær bunnen i innsjøens grunntvannsområder. Dyreplankton omfatter først og fremst små krepser og hjuldyr, men for hjuldyrene er det mangelfull kunnskap om artenes utbredelse og miljøkrav. I klassifisering av økologisk tilstand er det derfor småkrepser (her begrenset til vannlopper og hoppekrepser) som benyttes.

Bunndyrene er først og fremst insekter, men det er også mark, igler, snegler, muslinger, små krepser og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangeartet gruppe av organismer med ulike krav til miljøet.

Blant de virvelløse dyrene finnes både ekstreme rentvannsarter og arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektvurdering av forurensninger/økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt, og at de danner grunnlag for flere ulike indekser eller klassifiseringssystemer (Tabell 4.8). Tabell 4.13 gir en oversikt over hvilke innsjøtyper de ulike indeksene kan brukes for.

Tabell 4.8 Klassifiseringssystemer for innsjøer basert på virvelløse dyr.		
Påvirkningstype	Indeks/Parameter	Anvendelse/begrensning
Forsuring	MultiClear (Multimetric index Clear lakes)	Litorale bunndyr: Brukes dersom måledata tilfredsstiller kvalitetskrav
Forsuring	LAMI (Lake Acidification Macroinvertebrate Index)	Litorale bunndyr: Brukes dersom måledata tilfredsstiller kvalitetskrav
Forsuring	Forsuringsindeks-1	Litorale bunndyr: Brukes normalt sammen med MultiClear og LAMI. Brukes alene dersom MultiClear og LAMI ikke kan beregnes og for sammenligning med eldre data (tidsserier) ¹
Forsuring	LACI-1 (Lake Acidification Crustacean Index 1)	Dyreplankton (pelagiske og litorale småkrepser): Brukes som supplement til eller erstatning for Litorale bunndyr ² , dersom måledata tilfredsstiller kvalitetskrav
Forsuring	LACI-2 (Lake Acidification Crustacean Index 2)	Dyreplankton (pelagiske og litorale småkrepser): Brukes som supplement til eller erstatning for Litorale bunndyr ² , dersom måledata tilfredsstiller kvalitetskrav
Alle typer forurensninger, habitatendringer	Marflo Gammarus sp. (terskelindikator)	Brukes kun dersom måledata for bunndyr el dyreplankton ikke finnes
Alle typer forurensninger, habitatendringer	Skjoldkrepser <i>Lepidurus arcticus</i> (terskelindikator)	Brukes kun dersom måledata for bunndyr el dyreplankton ikke finnes
Alle typer forurensninger, habitatendringer	Edelkrepser <i>Astacus astacus</i> (terskelindikator)	Brukes kun dersom måledata for bunndyr el dyreplankton ikke finnes

¹ Data tilfredsstiller ikke krav til taksonomiske bestemmelser (se Vedlegg V4.3.1). I noen tilfeller mangler primærdata (eldre datasett) men Forsuringsindeks 1 er rapportert.

² Spesielt aktuelt i tilfeller der substratet i grunntvannsområdet ikke tilfredsstiller kravet for bunndyr (se Vedlegg V4.3.1).

Feltmetodikk

Prøvetakingsfrekvens, tidspunkt for prøvetaking, antall stasjoner, antall prøver og anen overvåkingsmetodikk er beskrevet i kap. 8.4 for krepsdyr, kap. 8.5.1 og 8.5.2 for bunndyr.

4.3.2 Forsuring – Klassifiseringsmetoder for bunndyr og småkreps

Prinsipper

Mange virvelløse dyr i ferskvann er følsomme for forsuring. Ved forsuring reduseres antall arter, diversiteten synker og den relative mengden av forsuringfølsomme dyr avtar til fordel for mer forsuringstolerante dyr. Mange arter er godt kjent når det gjelder følsomhet for forsuring og derfor er de fleste forsuringindekser basert på forekomst og mengder av slike forsuringindikatorer. Den totale mengden av virvelløse dyr endres i liten grad ved forsuring.

Vurdering avgjøres med bakgrunn i dyr som enten lever i de åpne vannmasser (pelagialen) eller i gruntvannsområdene (litoralen). Prøver fra innsjøenes bunnområder (profundalen) benyttes ikke.



Parametere

Forsuringindeksene (Tabell 4.9) inkluderer både enkle parametere basert på forekomst av enkeltarter (såkalte terskelindikatorer; se kapittel 4.3.3), indekser basert på endringer i artssammensetningen med spesiell vekt på tilstedeværelse av indikatorarter (LAMI, Forsuringindeks-1, LACI-1) og mer sammensatte indekser basert på ulike typer parametere (multimetriske indekser) der både taksonomisk sammensetning, diversitet (f.eks. artsrikdom), indikatoraksa og mengder inngår (MultiClear, LACI-2). De ulike forsuringindikatorene har ulike anvendelsesområder og bør kun brukes i tråd med retningslinjer gitt innledningsvis og spesifisert for den enkelte indikator.

Tabell 4.9 Oversikt over forsuringindekser basert på virvelløse dyr med informasjon om prøvehabitat, hvilke parametere som inngår og hvilke vann typer det er laget klassifiseringssystem for (innsjø typer i fet skrift er interkalibrert).

Indeks	Habitat	Hvilke type parametere inngår	Tilfredsstillende indeksen kravene i VD?	Vann typer
MultiClear	Litoral+Utløp (Litoral)	Taks. sammensetning Diversitet Indikatoraksa Mengder (relative)	JA	Alle kalkfattige, klare innsjøer
LAMI	Litoral+Utløp (Litoral)	Taks. sammensetning Indikatoraksa	NEI. Parameterne diversitet og mengder ¹ mangler.	Alle kalkfattige, klare innsjøer
Forsuringindeks-1 ¹	Litoral+Utløp (Litoral)	Taks. sammensetning Indikatoraksa	NEI. Parameterne diversitet og mengder ¹ mangler. Ikke mulig å sette referanseverdi	Alle kalkfattige, klare innsjøer
LACI-1	Pelagial+Litoral	Taks. sammensetning Indikatoraksa	NEI. Parameterne diversitet og mengder ¹ mangler.	Svært kalkfattige, klare innsjøer med Ca-verdier mellom 0,5 og 1 mg/L.
LACI-2	Pelagial+Litoral	Taks. sammensetning Diversitet Indikatoraksa	JA, selv om parameteren mengder ¹ mangler.	Alle kalkfattige, klare innsjøer, med Ca-verdier mellom 1 og 2 mg/L.

¹ Mengden av virvelløse dyr er lite følsom for forsuring fordi denne parameteren viser store naturlige variasjoner. Relative mengder av indikatoraksa er derimot en forsuringfølsom parameter.

MultiClear

Bunndyrindeksen **MultiClear** er en multimetrisk indeks som består av fire ulike bunndyrparametere: (1) antall arter av snegl, 2) antall arter av døgnfluer, 3) forsuringindeksen AWIC-family, og 4) en modifisert versjon av forsuringindeksen Henriksson og Medins indeks. Sistnevnte indeks er i seg selv en multimetrisk indeks bestående av fem bunndyrparametere (a: tilstedeværelse av taksa av døgn-, stein- og vårfluer gitt ulik verdi avhengig av toleranse for forsuring, b: tilstedeværelse av marflo, c: tilstedeværelse av forsuringfølsomme igler, vannbiller, snegl, elvemusling og andre store muslinger, d: forholdet mellom antall individer av forsuringfølsomme døgnfluer og antall individer av steinfluer, e: antall taksa). Beregning av MultiClear er nærmere beskrevet i Vedlegg V4.3.2. Her følger en punktvis beskrivelse av indeksens viktigste egenskaper:

- MultiClear er den eneste bunndyrindeksen som fullt ut tilfredsstiller vanndirektivets krav (se tabell 4.9).
- MultiClear er mer følsomme for moderate forsuringnivåer enn Forsuringsindeks 1, men stiller større krav til taksonomiske bestemmelser og er dessuten noe mer krevende å regne ut (beregning og vektning av flere parametere til en indeksverdi).
- MultiClear er interkalibrert for kalkfattige klare innsjøer.
- Referanse- og klassegrenser er basert på kombinerte prøver (litoral prøve + utløpsprøve), men det er en god korrelasjon mellom indeksverdier basert på kombinerte prøver og litorale prøver alene. Basert på denne korrelasjonen er det også fastsatt referanse- og klassegrenser for MultiClear dersom verdiene kun er basert på litorale prøver.

LAMI

Bunndyrindeksen **LAMI** (Lake Acidification Macroinvertebrate Index) er basert på endringer i artssammensetningen målt ved tilstedeværelse av indikatortaksa med ulik toleranse for forsuring. Surhetstoleransen er angitt for totalt 196 taksa, og tilordnet en verdi mellom 2 og 8 (se Vedlegg V4.3.2, tabell V4.8). Den kan sammenlignes med forsuringindeks 1 (se nedenfor), men avviker fra denne mht. to forhold: a) Indikatortaksa er inndelt i langt flere kategorier, og b) verdien av LAMI beregnes som et snitt av alle indikatortaksa som er representert i prøven (tilsvarende som ved beregning av ASPT; se kap.5.3). Dette gjør at LAMI er mer følsom for endringer i bunndyrsmiljøet enn det som er tilfelle for Forsuringsindeks 1. Beregning av LAMI er nærmere beskrevet i Vedlegg V4.3.2. Her følger en punktvis beskrivelse av indeksens viktigste egenskaper:

- LAMI tilfredsstiller ikke fullt ut vanndirektivets krav (se tabell 4.9), men viser en god korrelasjon med den interkalibrerte bunndyrindeksen MultiClear ($R^2 > 0,8$), og klassegrenser for LAMI er derfor satt med bakgrunn i de interkalibrerte klassegrensene for MultiClear og korrelasjonen mellom de to indeksene.
- LAMI er enkel å beregne og samtidig følsom for forsuring.
- Det er fastsatt referanse- og klassegrenser både for kombinerte prøver (litoral prøve + utløpsprøve), men også for litorale prøver alene.

Forsuringsindeks-1

Forsuringsindeks-1 (Raddum indeks I) er basert på endringer i artssammensetningen målt ved tilstedeværelse av indikatortaksa med ulik toleranse for forsuring. Indeksen er opprinnelig utviklet for rennende vann, men kan også brukes for innsjøer (normalt representert ved en prøve fra strandsonen og en prøve fra innsjøens utløpselv som kombineres). Surhetstoleransen, inndelt i fire kategorier (med verdiene 0, 0,25, 0,5 og 1), er angitt for noe i underkant av 150 taksa (se Vedlegg V5.3.2, tabell V5.4). Forsuringsindeks-1 kan tilsvarende innta verdiene 0, 0,25, 0,5 og 1 for enkeltprøver (det mest forsuringfølsomme dyret som er til stede bestemmer indeksens verdi). Beregning av Forsuringsindeks 1 er nærmere beskrevet i vedlegg V5.3.1, indikatorlister i vedlegg V5.3.2. Her følger en punktvis beskrivelse av indeksens viktigste egenskaper:

- Forsuringsindeks-1 tilfredsstiller ikke fullt ut vanndirektivets krav (se tabell 4.9). Siden det ikke er mulig å sette en referanseverdi (grenseverdien SG/G = maks verdien til indeksen) er det ikke mulig å beregne EQR.
- Forsuringsindeks-1 er enkel å beregne, den er transparent, og den har vært brukt i forbindelse med nasjonal forsuringsovervåking side tidlig på 1990-tallet.

- Forsuringsindeks-1 gir en god beskrivelse av forsuringsnivået ved middels til sterk forsurening. Fordi den ikke tar hensyn til subletale effekter gir den lite informasjon ved moderat eller begynnende forsurening.
- Indeksen er ikke interkalibrert, men det er en god korrelasjon mellom den interkalibrerte bunndyrindeksen MultiClear og Forsuringsindeks 1 for kalkfattige klare innsjøer.

LACI-1

Krepsdyrindeksen **LACI-1** (Lake Acidification Crustacean Index 1) er en enkelt indeks som angir andel forsuringsfølsomme krepsdyrarter. Denne er basert på endringer i artssammensetningen målt ved tilstedeværelse av indikatortaksa med ulik toleranse for forsurening. Surhetstoleransen, inndelt i fire kategorier (fra svært forsuringsfølsomme til svært forsureningstolerante), er angitt for totalt 54 arter (se Vedlegg V4.3.2, tabell V4.3.4). Dette er den eneste forsuringsindeksen basert på invertebrater som kan brukes for svært kalkfattige innsjøer og der det samtidig er fastsatt en referanseverdi. For innsjøer med kalsiuminnhold $< 0,5$ mg/L er imidlertid sammenhengen mellom surhet (pH) og biologisk respons svært svak, og vi anbefaler derfor at tilstandsvurderingen baseres kun på vannkjemiske forsuringsparametere for de aller mest kalkfattige innsjøene.

LACI-2

Krepsdyrindeksen **LACI-2** (Lake Acidification Crustacean Index 2) er en multimetrisk indeks som består av to ulike krepsdyrparametere: (1) tilstedeværelse av indikatortaksa med ulik toleranse for forsurening, (2) diversitet av krepsdyr målt som forholdet mellom antall observerte arter i prøven og antall arter registrert i området (i dette tilfelle i fylket som innsjøen tilhører). Surhetstoleransen, inndelt i fire kategorier, er angitt for totalt 54 arter (se Vedlegg V4.3.2, tabell V4.3.4). Antall krepsdyrarter registrert per fylke er basert på oversikt gitt i Limnofauna Norvegica (Aagaard & Dolmen 1996) med senere oppdateringer (se Vedlegg V4.3.2, tabell V4.3.5). LACI-2 er utviklet for kalkfattige, klare innsjøer. Vi anbefaler imidlertid at den kun brukes for innsjøer med kalsiuminnhold $< 2,0$ mg/L da vi ikke har noen indikasjoner på at forsurening er noe problem for krepsdyrfaunaen i norske innsjøer med høyere kalsiuminnhold.

Krav til data

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelværdi av alle prøvene, som tilfredsstiller kvalitetskravene, fra den aktuelle tidsperioden (ett eller flere år) og den aktuelle vannforekomsten. Prøver fra flere år kan også benyttes, men tidsperioden bør normalt ikke overskride seks år, som tilsvarer en forvaltningsplansyklus. Beskrivelse av hvordan prøver fra ulike habitater (bunndyr: prøver fra litoralen og utløpselven; småkreps: prøver fra pelagialen og litoralen) kombineres i en samlet tilstandsvurdering av innsjøen er beskrevet i Vedlegg V4.3.2.

Referansetilstand og klassegrenser

Bunndyr: Klassegrensene (Tabell 4.10a) er identiske for alle vanntyper, men indeksene er beheftet med relativt høy usikkerhet, spesielt for lave Ca-verdier. Ingen av forsuringsindeksene er egnet for å skille mellom forsurening og naturlig surhet (blant annet forårsaket av humussyrer). Indeksen bør derfor ikke brukes i tilstandsvurdering av humøse vannforekomster.

Småkreps: Klassegrensene (tabell 4.10b) for svært kalkfattige og kalkfattige, klare innsjøer er forskjellig, og klassifiseringssystemet er også basert på ulike forsuringsindekser (LACI-1 og LACI-2). For å unngå at tilstanden verken settes for strengt eller for lavt, bør tilstanden fastsettes med basis i alle tre indekser (se nedenfor). Ingen av forsuringsindeksene er egnet for å skille mellom forsurening og naturlig surhet (blant annet forårsaket av humussyrer). Indeksen bør derfor ikke brukes i tilstandsvurdering av humøse vannforekomster.

Tabell 4.10a Referanseverdi og klassegrenser, absoluttverdi, for bunndyrindeksene MultiClear, LAMI og Forsuringsindeks-1. Gjelder for kalkfattige, klare innsjøer.

Tilstandsklasse	MultiClear		LAMI		Forsuringsindeks-1
	(litoral + utløp)	(kun litoral)	(litoral+utløp)	(kun litoral)	
referanseverdi	4,21	3,98	4,2	4,0	Ikke definert
svært god	>4,0	>3,74	>3,98	>3,83	1 ¹
god	>3,13–4,0	>2,76–3,74	>3,44–3,98	>3,3–3,83	>0,75–1
moderat	>2,58–3,13	>2,15–2,76	>3,03–3,44	>2,89–3,3	>0,5–0,75
dårlig	>2,31–2,58	>1,84–2,15	>2,79–3,03	>2,65–2,89	>0,25–0,5
svært dårlig	≤2,31	≤1,84	≤2,79	≤2,65	≤0,25

¹ Det er ikke tilstrekkelig at enkeltprøver oppnår denne verdien (vil ikke kunne skille mellom svært god og god tilstand). For å kunne sette tilstanden til svært god må følgende kriterier være oppnådd: a) tilstanden er basert på både vår- og høstprøver (litoral prøve + utløpsprøve), b) hver av prøvene gir indeksverdi = 1, c) minst 3 av 4 prøver har flere individer tilhørende den mest forsuringfølsomme gruppen av bunndyr jf. tabell V5.3.2.

Tabell 4.10b Referanseverdi og klassegrenser, absoluttverdi, for krepsdyrindeksene LACI-1 og LACI-2.

Tilstandsklasse	LACI-1 (litoral+pelagisk)	LACI-2 (litoral+pelagisk)
referanseverdi	0,24	2,09
svært god	>0,16	>1,85
god	>0,12–0,16	>1,39–1,85
moderat	>0,08–0,12	>0,92–1,39
dårlig	>0,04–0,08	>0,46–0,92
svært dårlig	≤0,04	≤0,46

EQR beregnes ved følgende formel: $EQR = \frac{Obs}{Ref}$

Ved fastsettelse av forsuringstilstanden basert på bunndyr i innsjøer beregnes alle tre forsuringindekser, MultiClear, LAMI og Forsuringsindeks-1, og nEQR beregnes for hver av disse (se kapittel 3.5.5). Samlet tilstand for bunndyr (forsuring) settes med basis i den midtre nEQR-verdien.

Klassegrensene for MultiClear gitt som EQR er interkalibrert. Fastsettelse av klassegrensene for LAMI er basert på regresjonen mellom LAMI og MultiClear (absoluttverdier), og klassegrensene, gitt som EQR, er satt slik at de er lik eller høyere enn de interkalibrerte klassegrensene.

For terskelindikatorer og Forsuringsindeks-1 er det ikke mulig å sette en referanseverdi og dermed kan EQR ikke beregnes direkte. For samlet tilstandsklassifisering (dvs. ved kombinasjon av flere parametere) settes nEQR lik middelveien i den tilhørende tilstandsklassen (se fotnote til kapittel 3.5.5).

Tabell 4.10c Klassegrenser, EQR-verdier, for bunndyrindeksene MultiClear og LAMI og krepsdyrindeksene LACI-1 og LACI-2.

Tilstandsklasse	MultiClear	LAMI	LACI-1	LACI-2
referanseverdi	1,0	1,0	1,0	1,0
svært god	>0,95	>0,95	>0,67	>0,88
god	>0,74 - 0,95	>0,82 - 0,95	>0,50 - 0,67	>0,66 - 0,88
moderat	>0,61 - 0,74	>0,72 - 0,82	>0,33 - 0,50	>0,44 - 0,66
dårlig	>0,55 - 0,61	>0,66 - 0,72	>0,17 - 0,33	>0,22 - 0,44
svært dårlig	≤0,55	≤0,66	≤0,17	≤0,22

4.3.3 Terskelindikatorer for innsjøer – marflo, skjoldkreps og edelkreps

Enkelte arter av virvelløse dyr er lett gjenkjennelige samtidig som de er følsomme for flere typer påvirkninger.

Krepsdyrartene marflo, skjoldkreps og edelkreps (tabell 4.11) er alle følsomme for forurensning, men påvirkes også negativt av andre typer forurensninger, vassdragsreguleringer (endret vannføring) og ulike typer morfologiske inngrep. Edelkreps er også svært følsom for introduksjon av den fremmede krepsarten signalkreps (*Pacifastacus leniusculus*) fordi denne arten er bærer av krepspest. Det er imidlertid ikke mulig å sette en referanseverdi, og de inkluderer heller ikke alle parametere som vanddirektivet stiller krav om. Disse terskelindikatorene bør derfor kun brukes når gode måledata på bunndyr eller dyreplankton mangler.

Tabell 4.11 Oversikt over terskelindikatorer basert på forekomst av spesielt følsomme og lett gjenkjennelige arter, marflo, skjoldkreps og edelkreps, med informasjon om prøvehabitat, hvilke parametere som inngår og hvilke vanntyper det er laget klassifiseringssystem for.

Indeks	Habitat	Hvilke type parametere inngår	Tilfredsstillende indeksen kravene i VD?	Vanntyper
Marflo <i>Gammarus</i> sp.	Litoral	Tilstede/mangler	Ikke relevant	Alle svært kalkfattige og kalkfattige, klare innsjøer
Skjoldkreps <i>Lepidurus arcticus</i>	Litoral	Tilstede/mangler	Ikke relevant	Svært kalkfattige og kalkfattige, klare fjellsjøer
Edelkreps <i>Astacus astacus</i>	Litoral	Tilstede/mangler	Ikke relevant	Kalkfattige og moderat kalkrike, klare og moderat humøse innsjøer i lavland og skog

Tilstedeværelse av marflo, skjoldkreps og/eller edelkreps indikerer at vannforekomsten har en økologisk tilstand som er god eller bedre (Tabell 4.12). Dersom arten(e) er til stede men det er påvist at bestanden er betydelig redusert i forhold til tidligere, settes tilstanden til moderat. Disse artene mangler i mange vassdrag av naturlige årsaker (for eksempel vil skjoldkreps kun finnes i fjellsjøer) eller de kan være vanskelig å fange opp ved vanlig overvåkingsmetode, og manglende funn kan derfor ikke uten videre brukes som indikasjon på at vannforekomsten er påvirket av forurensning eller andre belastninger. Dersom arten(e) mangler, men er tidligere påvist i vannforekomsten, settes imidlertid tilstanden til dårlig.

Tabell 4.12 Fastsettelse av økologisk tilstand for innsjøer basert på terskelindikatorer.

Tilstandsklasse	Marflo, Skjoldkreps, Edelkreps
referanseverdi	Ikke definert
svært god	Tilstede
god	Til stede, men noe tilbakegang er påvist
moderat	Til stede, men betydelig tilbakegang er påvist
dårlig	Mangler, men er tidligere påvist
svært dårlig	Ikke definert

Tabell 4.13 Oversikt over hvilke innsjøtyper de ulike klassifiseringsmetodene for invertebrater skal brukes.										
			Klassifiseringsmetoder				Terskelindikatorer			
Klima-region	Norsk type nr.	Typebeskrivelse	Multi-Clear	LAMI	Forsuringsindeks 1	LACI-1	LACI-2	Marflo	Skjoldkrepss	Edelkrepss
Lavland < 200 moh	L101a-b	Svært kalkfattig, svært klar*				X		X		
	L102a-b	Svært kalkfattig, klar*				X		X		
	L103a-b	Svært kalkfattig, humøs*								
	L104	Kalkfattig, svært klar	X	X	X		X	X		
	L105a	Kalkfattig, klar, grunn	X	X	X		X	X		X
	L105b	Kalkfattig, klar, dyp	X	X	X		X	X		X
	L106	Kalkfattig, humøs								X
	L107	Moderat kalkrik, klar								X
	L108	Moderat kalkrik, humøs								X
	L109	Kalkrik, klar								X
L110	Kalkrik, humøs								X	
(fra ca. 200 moh til tregrensen)	L201a-b	Svært kalkfattig, svært klar*				X		X		
	L202a-b	Svært kalkfattig, klar*				X		X		
	L203a-b	Svært kalkfattig, humøs*								
	L204	Kalkfattig, svært klar	X	X	X		X	X		X
	L205	Kalkfattig, klar	X	X	X		X	X		X
	L206	Kalkfattig, humøs								X
	L207	Moderat kalkrik, klar								X
L208	Moderat kalkrik, humøs								X	
Fjell (over tregrensen)	L301a-b	Svært kalkfattig, svært klar*				X		X	X	
	L302a-b	Svært kalkfattig, klar*				X		X	X	
	L303a-b	Svært kalkfattig, humøs*								
	L304	Kalkfattig, svært klar	X	X	X		X	X	X	
	L305	Kalkfattig, klar	X	X	X		X	X	X	
	L306	Kalkfattig, humøs							X	

* For svært kalkfattige innsjøer med Ca < 0,5 mg/l anbefaler vi at klassifiseringen baseres hovedsakelig på vannkjemiske parametere.

5 Økologisk tilstand i elver

5.1 Påvekstalger og heterotrof begroing

5.1.1 Innledning

Begroings- (eller bentiske) alger er fastsittende alger som vokser på elve- og innsjøbunnen eller på annet underlag. Fordi begroingsalger er bundet til et voksested avspeiler de miljøfaktorene på voksestedet, og kan brukes til å indikere miljøtilstand. Respons til endring i miljøfaktorene skjer stort sett gradvis og i løpet av noen år. Begroingsalger er følsomme både overfor forsurening og eutrofiering, og reaksjonen kan føre til både en endring i algebiomasse og en forandring i artssammensetning. Prøvetakingsmetoden for begroingsalger er identisk for forsurening og eutrofiering. Dataene som samles inn kan dermed brukes for indikasjon av både forsurening og eutrofiering ved bruk av to forskjellige indekser, PIT (kapittel 5.1.2) og AIP (kapittel 5.1.3). Heterotrof begroing er omtalt i kapittel 5.1.2.

Feltmetodikk

Overvåkningsmetodikk for påvekstalger er beskrevet i kap. 8.2.1 og for heterotrof begroing i kap. 8.2.2.

5.1.2 Eutrofi og organisk belastning

Eutrofieringsindeks for begroingsalger (PIT)

Prinsipper

For klassifisering av eutrofiering i norske elver brukes PIT indeksen (periphyton index of trophic status). En utførlig beskrivelse av PIT indeksen finnes i Schneider & Lindstrøm (2011). PIT er en eutrofieringsindeks spesielt tilpasset norske forhold og er basert på artssammensetningen av begroingsalger. Biomassen av begroingsalger inngår ikke i indeksen, fordi den i stor grad påvirkes av vannføring og lysforhold på voksestedet og er dermed for variabel til å kunne brukes.

PIT er basert på indikatorverdier for 153 taksa av bentiske alger innenfor Cyanophyceae (cyanobakterier), Chlorophyceae (grønnalger), Rhodophyceae (rødalger), Phaeophyceae (brunalger), Chrysophyceae (gullalger) og Xanthophyceae (gulgrønnalger). Kiselalger er ikke med. I listen med indikatorarter er det også inkludert en sopp (en Oomycet som heter *Leptomitulacteus*), en bakterie (*Sphaerotilus natans*) og en ciliat (*Ophrydium versatile*), etter som disse organismene har en entydig indikatorverdi. Utregnede indeksverdier strekker seg over en skala fra 1,87 til 68,91, hvor lave PIT verdier tilsvarende lave fosforverdier (oligotrofe forhold), mens høye PIT verdier indikerer høye fosforkonsentrasjoner (eutrofe forhold). PIT indeksen baseres utelukkende på artssammensetningen av begroingsalger og indeksen kan dermed betegnes som et enkelt og tallfestet uttrykk for algesamfunnet.

Eutrofieringsindeks (PIT)

PIT-indeksen (periphyton index of trophic status) øker med økt tilgjengelighet av fosfor for begroingsalgene på en stasjon og beregnes ved følgende formel:

$$PIT = \frac{\sum_{i=1}^n IV_i}{n}$$

IV_i = indikatorverdi av art n = antall indikatorarter Indikatorverdiene for de forskjellige artene er gitt i vedlegg V5.1.

For å kunne regne ut EQR trenger man PIT-indeksens referanseverdier for de to ulike vanntypene, samt den maksimale verdien PIT kan oppnå. PIT indeksens maksimale indeksverdi oppnås ved at kun to indikatorarter, med de to høyeste indeksverdiene, registreres på en stasjon; *Phormidium tinctorium* ($IV = 52,77$) og *Tribonema* sp. ($IV = 68,91$) (se tabell med indikatorverdier for PIT-indeksen i vedlegg V5.1). Den høyeste sikre PIT indeksen blir da 60,84, som er gjennomsnittet av disse to indikatorverdiene.

PIT-EQR regnes da ut som følger:

$$\text{PIT-EQR} = (\text{PIT}_{\text{obs}} - 60,84) / (\text{PIT}_{\text{ref}} - 60,84)$$

Krav til data

For å kunne beregne en sikker PIT indeks, må det være minst to indikatorarter til stede på en stasjon. Prøvene må tas mellom juni og oktober, aller helst i august og september. Hvis ett av kriteriene ikke er oppfylt, må indeksen betegnes som "usikker".

Klassegrenser

Referanseverdi og klassegrenser er vist i tabell 5.1. Referanseverdien avhenger av vanntype, og da særlig kalsium (Ca) konsentrasjonen på et voksested. For PIT indeksen er det kun nødvendig å skille svært kalkfattige elver (Ca < 1 mg/l) fra alle andre. Klassegrenser og referansetilstand er interkalibrert med andre land i «Northern Intercalibration Group» (ref. Intercalibration Official Decision).

Tabell 5.1a Klassegrenser og referanseverdier for PIT indeksen i de to ulike elvetyper, svært kalkfattige elver (Ca < 1 mg/l) og alle andre elvetyper (Ca > 1 mg/l). Tallene for typenummer er hentet fra Tabell 3 6.

Elvetype	Kalsium	PIT					
		Referanse verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R101, R102, R103, R201, R202, R203, R301, R302, R303	<1 mg/l	4,85	<5,5	5,5-14,5	14,5-30	30-46	>46
R104, R105, R106, R107, R108, R109, R110, R204, R205, R206, R207, R208, R304, R305, R306	>1 mg/l	6,71	<9,5	9,5-16	16-31	31-46	>46

Tabell 5.1b Klassegrenser og referanseverdier (EQR) for PIT indeksen i de to ulike elvetyper, svært kalkfattige elver (Ca < 1 mg/l) og alle andre elvetyper (Ca > 1 mg/l). Tallene for typenummer er hentet fra Tabell 3 6.

Elvetype	Kalsium	PIT					
		Referanse verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R101, R102, R103, R201, R202, R203, R301, R302, R303	<1 mg/l	1,0	1,0 - 0,99	0,99 - 0,83	0,83 - 0,55	0,55 - 0,27	<0,27
R104, R105, R106, R107, R108, R109, R110, R204, R205, R206, R207, R208, R304, R305, R306	>1 mg/l	1,0	1,0 - 0,95	0,95 - 0,83	0,83 - 0,55	0,55 - 0,27	<0,27

Organisk belastning i elver – Heterotrof begroingsindeks (HBI2)

Heterotrof begroing inkluderer bakterier og sopp, som bruker lett tilgjengelig organisk materiale som energikilde. Bakterier og sopp vokser på elve- og innsjøbunn, eller som epifytter på alger og vannplanter. Ved optimale betingelser kan de vokse raskt og oppnå stor biomasse på kort tid. Dette inntreffer gjerne ved gunstige næringsssituasjoner, som f.eks. ved lokaliteter hvor det er kloakklekkasjer, avrenning fra gjødselkjellere eller utslipp fra industri.

HBI2 tar utgangspunkt i forekomst av enten soppen *Leptomitus lacteus* og/eller bakterien *Sphaerotilus natans* (med det norske navnet «lammehaler»). Ettersom disse artene er bundet til et gitt voksested, og reagerer raskt på miljøendringer, kan de brukes som indikatorer for organisk belastning.

Indeksen er egnet til å måle effekten av utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff på økologisk tilstand i elver.

Parametere som inngår i klassifiseringssystemet

For klassifisering av heterotrof begroing i norske elver brukes en kombinasjon av tykkelse, målt i cm, og dekningsgrad, målt i prosent. Dette systemet er et skjønnsbasert system som er bygget på forutsetningen om at biomassen av heterotrof begroing øker når tilstanden på en gitt lokalitet blir dårligere, siden biomassen øker ved økt tilgjengelighet av organisk materiale. Av den grunn er det hensiktsmessig å bruke en kombinasjon av tykkelse og dekningsgrad for å skille mellom tilstandsklasser.

Krav til data

Prøvetaking av heterotrof begroing gjøres minimum to ganger i året; vår (januar-april) og høst (oktober-desember). Mengden heterotrof begroing varierer gjennom året, grunnet naturlige variasjoner i vannføring og konsentrasjon av organisk stoff. To prøver under er erfaringsmessig allikevel nok til å fange opp det meste av denne variasjonen. Prøvene bør ikke samles inn rett etter en flomsituasjon, da begroingen i slike tilfeller kan være sterkt redusert.

Prøvetaking anbefales vår og høst, ettersom veksten av bakterien *S. natans* hemmes av UV-stråler gjennom sommermånedene, spesielt fra mai til august (Mechsner, 1985). Dette betyr at kun et lite funn av *S. natans* i sommermånedene kan skyldes UV-stråler og ikke et tilsvarende lite utslipp av organisk materiale. Av den grunn er det ikke gunstig å ta prøver på denne tiden. I tilfeller der man finner *S. natans* i sommermånedene (for eksempel ved prøvetaking av begroingsalger) kan man allikevel bruke HBI2, men det må da presiseres at beregningene representerer et minimumsestimat da de kun er basert på sommerprøver, og at de beregnede indeks-verdiene med stor sannsynlighet er lavere enn de ville vært dersom prøvene hadde blitt samlet inn i de anbefalte periodene. En slik klassifisering anses kun som en foreløpig indikasjon på tilstand. Det anbefales derfor en grundigere oppfølging neste sesong der heterotrof begroing blir prøvetatt vår og høst.

Indeksberegning

I utregningen av indeksen vektet tykkelseskategoriene forskjellig, slik at høyere biomasse gir større utslag på sluttsummen:

- Tykke lag vektet 4
- Middels lag vektet 2
- Tynne lag vektet 1
- Mikroskopiske lag vektet 1

Årsaken til denne vektingen er at et tykt lag (høy biomasse) av heterotrof begroing har vesentlig større negativ effekt på oksygen-konsentrasjonen i elva og dermed på forholdene for andre kvalitetselementer (bunnfauna og fisk), enn et tynt dekke (lav biomasse) av heterotrof begroing.

HBI2 beregnes for hver stasjon ved å multiplisere dekningsgraden for hver tykkelseskategori med den relevante vektingsfaktoren (1, 2, 4) og summere disse (se formel nedenfor). Følgende formel benyttes:

$$HBI2 = (d_{\text{tynn+mikroskopisk}} \times 1) + (d_{\text{middels}} \times 2) + (d_{\text{tykk}} \times 4)$$

d = dekningsgrad i % for hhv mikroskopiske, tynne, middels og tykke lag av heterotrof begroing

1, 2, 4 = vektning av forskjellige tykkelseskategorier:

1 = mikroskopiske og tynne forekomster (0-0,5 cm)

2 = middels tykke forekomster (0,5-5 cm)

4 = tykke forekomster (> 5 cm)

Ved mikroskopiske observasjoner estimeres dekningsgraden til 0,001 % for sjeldne observasjoner, 0,01 % for vanlige og 0,1 % for hyppige observasjoner. For å få en årsverdi beregnes et gjennomsnitt av indeksverdiene for de to prøverundene.

Referanseverdi og klassegrenser

Klassegrenser og referanseverdi (Tabell 5.2 a og b) er bestemt ut fra ekspertvurderinger gjort med bakgrunn i observasjoner i norske elver, og baserer seg på dekningsgraden av hver av fire tykkelses kategorier (mikroskopisk, tynn, middels, tykk). Klassegrensene kan benyttes i alle vanntyper. Utregnede indeksverdier strekker seg fra 0 til 400, hvor lave verdier indikerer lite heterotrof begroing, dvs. liten grad av organisk belastning, mens høye verdier indikerer mye heterotrof begroing og stor grad av organisk belastning.

I praksis vil man alltid havne i moderat eller dårligere tilstand, dersom heterotrof begroing observeres i felt med minimum 1 % dekning, mens dersom man observerer <1 % eller kun har mikroskopiske observasjoner av slik begroing vil man havne i god tilstand for dette kvalitetselementet.

Tabell 5.2a Klassegrenser og referanseverdi for HBI2-indeksen. Absoluttverdier.						
Elvetype	HBI2 absoluttverdier					
	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle	0	0	>0-1	1-10	10-100	100-400

For å kunne beregne EQR trenger man referanseverdien samt den maksimale verdien for indeksen. Referanseverdien er 0, mens den maksimale indeksverdien er 400.

$$EQR = \frac{\text{(Observert)} - \text{(maks)}}{\text{(Referanse)} - \text{(maks)}}$$

$$EQR = \frac{\text{(Observert)} - 400}{0 - 400}$$

Tilstandsklasser og referanseverdi for HBI2 omregnet til EQR er angitt i tabell 5.2b. Se kapittel 3, tekstboks 3.7 for videre omregning til normalisert EQR.

Tabell 5.2b Referanseverdi og klassegrenser for HBI2-indeksen. EQR-verdier.						
Elvetype	HBI2 EQR					
	Referanse verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle	1	1	0,999-0,997	0,997-0,975	0,975-0,75	0,75-0

Ved kombinasjon av resultatet for HBI2 med resultatet for indeksene PIT og AIP for begroingsalger til et helhetlig resultat for begroing, så skal det verste styrer prinsippet gjelde, dvs. at den indeksen med lavest normalisert EQR verdi bestemmer det samlede resultatet.

5.1.3 Forsuring

Forsuringsindeks for begroingsalger (AIP)

AIP (acidification index periphyton) er en forsuringsindeks utviklet for norske forhold, som er basert på artssammensetningen av begroingsalger. Biomassen av begroingsalger inngår ikke i indeksen, fordi den i stor grad påvirkes av vannføring og lysforhold på voksestedet, og dermed er for variabel til å kunne brukes. En utførlig beskrivelse av AIP indeksen finnes i Schneider & Lindstrøm (2009).

AIP er basert på indikatorverdier til 108 taksa av bentiske alger (kiselalger er ikke med) (Vedlegg V5.1.2). Indeksen er korrelert med den årlige gjennomsnittsverdien for pH på prøvestedet. En lav AIP-indeks (minimum = 5,13) indikerer surt miljø, mens en høy AIP-indeks (maksimum = 7,50) indikerer nøytrale til lett basiske forhold. AIP beregnes ved følgende formel:

$$AIP = \frac{\sum_{i=1}^n IV_i}{n_i}$$

IV_i = indikatorverdi av art i (tabell V5-2) n_i = antall indikatorarter

For å kunne regne ut AIP-EQR trenger man både AIPindeksens referanseverdier for de fire ulike vanntypene, og den laveste verdien AIP kan oppnå. AIP-indeksens lavest mulige indeksverdi oppnås ved at kun tre indikatorarter, med de tre laveste indeksverdiene, registreres på en stasjon; *Batrachospermum keratophytum* (IV = 5,13), *Stigonema hormoides* (IV = 5,19) og *Capsosira brebissonii* (IV = 5,19) (tabell V5.1.2). Den laveste sikre AIP indeksen blir da gjennomsnittet av disse tre indikatorverdiene, og det er 5,17.

AIP-EQR regnes da ut som følger:

$$AIP-EQR = (AIP_{\text{stasjon}} - 5.17) / (AIP_{\text{referanse}} - 5.17)$$

Krav til data

Begroingsprøvene må tas mellom juni og oktober, aller helst i august og september. For å kunne beregne en sikker AIP-indeks, må minst tre indikatorarter (som har indikatorverdi i Vedlegg V5.1.2, tabell V5.1.2) være til stede på prøvestedet. Hvis ett av kriteriene ikke er oppfylt, må indeksen betegnes som "usikker".

Referanseverdi og klassegrenser

Klassegrenser avhenger av vanntype, og da særlig kalsium (Ca) og total organisk karbon (TOC) konsentrasjon på voksestedet. Mer informasjon om dette finnes i Schneider (2011). For AIP indeksen er det nødvendig å skille svært kalkfattige elver (Ca < 1 mg/l) fra kalkfattige (Ca-konsentrasjon mellom 1 og 4 mg/l) og moderat kalkrike (Ca-konsentrasjon > 4 mg/l). Dersom Ca-konsentrasjonen er lavere enn 1 mg/l, må i tillegg TOC-konsentrasjonen måles. I elver og bekker med mindre enn 1 mg Ca/l er det viktig å skille mellom dem som samtidig har mer enn 2 mg/l TOC og dem som har mindre enn 2 mg/l TOC. Klassegrensene og referansetilstand er gitt i tabell 5.3 a og b.

I motsetning til PIT indeksen er klassegrensene for AIP indeksen ikke interkalibrert med andre land. Dette fordi det aldri ble satt i gang en interkalibreringsprosess for bentiske alger i forhold til forsuring. Det er imidlertid fastslått at AIP indeksen er i godt samsvar med både den engelske og den svenske forsuringindeksen for kiselalger slik at det prinsipielt er mulig å interkalibrere disse tre indeksene (se Schneider et al. (2013) for mer informasjon).

Tabell 5.3a Klassegrenser og referanseverdier for AIP indeksen i de ulike elvetyperne. Absoluttverdi. Tallene for typenummer er hentet fra Tabell 3.6.

Elvetype	Kalsium	TOC	Referanseverdi	AIP absoluttverdier				
				Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R102, R103, R202, R203, R302, R303	< 1 mg/l	>2 mg/l	6,02	6,02 - 5,93	5,93 - 5,75	5,75 - 5,57	5,57 - 5,39	< 5,39
R101, R201, R301	< 1 mg/l	< 2 mg/l	6,53	6,53 - 6,31	6,31 - 5,87	5,87 - 5,43	< 5,43	ikke definert
R104, R105, R106, R204, R205, R206, R304, R305, R306	1-4 mg/l		6,86	6,86 - 6,77	6,77 - 6,59	6,59 - 6,41	6,41 - 6,23	< 6,23
R107, R108, R109, R110, R207, R208	> 4 mg/l		7,10	7,10 - 7,04	7,04 - 6,92	6,92 - 6,80	6,80 - 6,68	< 6,68

Tabell 5.3b Klassegrenser for AIP-EQR-verdier. Tallene for typenummer er hentet fra tabell 3.6.

Elvetype	Kalsium	TOC	AIP EQR			
			Svært god/god	God/moderat	Moderat/dårlig	Dårlig/svært dårlig
R102, R103, R202, R203, R302, R303	< 1 mg/l	>2 mg/l	0,89	0,68	0,47	0,26
R101, R201, R301	< 1 mg/l	<2 mg/l	0,84	0,51	0,19	ikke definert
R104, R105, R106, R204, R205, R206, R304, R305, R306	1-4 mg/l		0,95	0,84	0,73	0,63
R107, R108, R109, R110, R207, R208	> 4 mg/l		0,97	0,91	0,84	0,78

5.2 Vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter)

5.2.1 Innledning

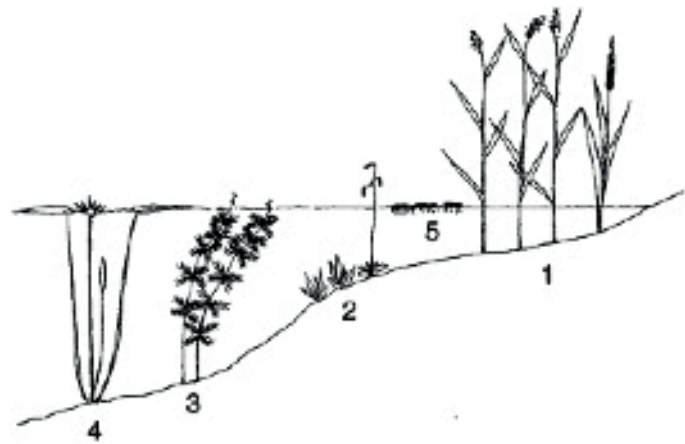
Vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i

(1) **helofytter** ("sivvegetasjon") og «ekte» vannplanter. Det er kun de «ekte» vannplantene som brukes i klassifisering av økologisk tilstand i Norge.

Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata og kan deles inn i 4 livsformgrupper:

- (2) *isoetider* (kortsukksplanter),
 - (3) *elodeider* (langskuddsplanter),
 - (4) *nymphaeider* (flytebladsplanter)
 - (5) *lemnider* (frittflytende planter),
- samt *kransalgene*

Vedlegg V4.2.1 tabell V4.2.1 gir en liste over alle vannplanter i Norge, inkludert kjente hybrider.



Figur 5.1 Ulike livsformgrupper av vannplanter

Feltmetodikk

Overvåkingsmetodikk for vannplanter er beskrevet i kapittel 8.3.

5.2.2 Eutrofi - Eutrofieringsindeks for vannplanter i elver

Trofiindeks (TI_c)

For klassifisering av økologisk tilstand av vannplanter benyttes trofiindeksen TI_c for elver. Indeksen er tilsvarende som for innsjøer, men med egen liste for sensitive, tolerante og indifferente arter. Indeksen er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor eutrofiering og antall arter som er tolerante overfor slik påvirkning.

$$TIC = \frac{N_s - N_t}{N} \times 100$$

N_s er antall sensitive arter funnet i innsjøen, N_t er antall tolerante arter, og N er totalt antall arter, inkludert indifferente arter (dvs. arter med vide preferanser), samt sjeldne arter.

I indeksen er arter innenfor alle livsformene av vannplanter (isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider og kransalger) inkludert. Moser, begroingsalger og helofytter («sivplanter») inkluderes ikke.

Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Indeksen beregner én verdi for hver innsjø. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for del-lokaliteter.

Ved **utregning av EQR** kreves en indeksverdi på en kontinuerlig skala. Da indeksverdien kan være negativ må derfor 100 legges til ved beregning av EQR.

$$EQR = \frac{\text{observert verdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Observert verdi representerer indeksverdien (TIC) regnet ut for den aktuelle innsjøen, mens referanseverdien tas fra tabellen for den aktuelle innsjøtypen.

Sensitive og tolerante arter for eutrofiering

Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede elver, mens de får redusert forekomst og dekning (etter hvert bortfall) ved eutrofiering. *Tolerante arter* er arter som får økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og er ofte sjeldne eller har lav dekning i upåvirkede elver. Vedlegg V5.2 viser oversikt over hvilke arter som er sensitive og tolerante arter i forhold til eutrofiering i elver. Denne lista er foreløpig og basert på data fra Finland, Sverige og Norge, men bare arter som finnes i Norge er inkludert her. **Den skiller seg fra tilsvarende liste for innsjøer.**

Klassegrenser

Indeksen, referanseverdi og klassegrenser er utviklet i samarbeid med Sverige og Finland. Det var lite data tilgjengelig for sammenliknbare elvetyper. Det foreligger derfor bare klassegrenser for elvetyperne: **små, kalkfattige og humøse elver i skog (RN-9) og små, kalkfattige og humøse elver i lavland (RN-3)** og klassegrensene for disse vanntypene er interkalibrert. Tallverdier for referansetilstand og klassegrenser er gitt i tabell 5.4.

Tabell 5.4. Referanseverdi og klassegrenser for TIC-indeksen for elv. Grenseverdiene gjelder bare for typene RN-3 (norsk type R106) og RN-9 (norsk type R206).

Klassegrenser	Tic verdi	Tic EQR
referanseverdi	63,3	
svært god/god	45,17	0,889
god/moderat	-0,39	0,610
moderat/dårlig	-	-
dårlig/svært dårlig	-	-

Krav til data og kvalitetsprosedyrer

Det beregnes vanligvis en indeksverdi av TI_c for hver elvestasjon. Det er svært viktig at bare arter som er nevnt i vedlegg V5.2 inkluderes i utregningen.

Kvalitetssikring av data bør inkludere etterprøving av innsamlingsmetodikken, stasjonsutvalgets representativitet og en vurdering av om artsbestemmelsene er korrekte.

5.3 Virvelløse dyr i elver

5.3.1 Innledning

I elver finner vi forskjellige virvelløse smådyr (invertebrater) som lever hele eller deler av livet i ferskvann, enten på bunnen eller i det øverste sedimentlaget. Disse kalles bunndyr, og er først og fremst insekter, men omfatter også mark, igler, snegler, muslinger og små krepsdyr. Bunndyr er derfor en svært mangeartet gruppe av organismer med ulike krav til miljøet. Blant de virvelløse dyrene finnes både ekstreme rentvannsarter og arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektvurdering av forurensninger og økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt som indikatorer på vannkvalitet og økologisk tilstand.

Dette kapitlet presenterer ulike bunndyrindekser som brukes til å fastsette økologisk tilstand i elver (Tabell 5.5). Tabell 5.11 gir en oversikt over hvilke elvetyper de ulike bunndyrindeksene kan brukes for.

Tabell 5.5 Klassifiseringssystemer basert på virvelløse dyr elver.		
Påvirkningstype	Indeks/Parameter	Anvendelse/begrensning
Forsuring	RAMI (River Acidification Macroinvertebrate Index)	Litorale bunndyr: Brukes (i basisovervåking) dersom måldata tilfredsstillers kvalitetskrav
Forsuring	Forsuringsindeks-2	Litorale bunndyr: Brukes kun dersom RAMI ikke kan beregnes ¹ og for sammenligning med eldre data (tidsserier)
Forsuring	Forsuringsindeks-1	Litorale bunndyr: Brukes kun dersom verken RAMI eller Forsuringsindeks 2 kan beregnes ¹ og for sammenligning med eldre data (tidsserier)
Eutrofiering/organisk belastning	ASPT	Litorale bunndyr: Brukes dersom måldata tilfredsstillers kvalitetskrav
Alle typer forurensninger, habitatendringer	Elvemusling <i>Margaritifera margaritifera</i> (terskelindikator)	Brukes kun dersom måldata for bunndyr ikke finnes
Alle typer forurensninger, habitatendringer	Edelkreps <i>Astacus astacus</i> (terskelindikator)	Brukes kun dersom måldata for bunndyr ikke finnes

¹ Data tilfredsstillers ikke kriterier gitt for RAMI mht. taksonomiske bestemmelser (se Vedlegg V5.3, kapittel V5.3.1). I noen tilfeller mangler primærdata (eldre datasett), men Forsuringsindeks-2 og/eller Forsuringsindeks-1 er rapportert.

Feltmetodikk

Prøvetakingsfrekvens, tidspunkt for prøvetaking, antall stasjoner, antall prøver og annen overvåkingsmetodikk er beskrevet i kap. 8.5.3.

5.3.2 Forsuring

Klassifiseringsmetoder for bunndyr

Prinsipper

Mange virvelløse dyr i ferskvann er følsomme for forsuring. Ved forsuring reduseres antall arter, diversiteten synker og den relative mengden av forsuringfølsomme dyr avtar til fordel for mer forsuringstolerante dyr. Mange arter er godt kjent når det gjelder følsomhet for forsuring og derfor er de fleste forsuringindekser basert på forekomst og mengder av slike forsuringindikatorer. Den totale mengden av virvelløse dyr endres i liten grad ved forsuring.

Vurdering av forsuringstilstanden baserer seg på bunndyrprøver fra grunne områder i rennende vann, fortrinnsvis med grovkornet substrat (stein, grus).

Parametere

Forsuringindeksene inkluderer både enkle parametere basert på forekomst av enkeltarter (såkalte terskelindikatorer; se kap. 5.3.4), indekser basert på endringer i artssammensetningen med spesiell vekt på tilstedeværelse av indikatortaksa (Forsuringindeks-1 og Forsuringindeks-2) og mer sammensatte indekser basert på ulike typer parametere (multimetriske indekser) der både taksonomisk sammensetning, indikatortaksa og mengder inngår (RAMI). De ulike forsuringindikatorene har ulike anvendelsesområder og bør kun brukes i tråd med retningslinjer gitt innledningsvis og spesifisert for den enkelte indikator.

Tabell 5.6 Forsuringindekser basert på virvelløse dyr med informasjon om prøvehabitat, hvilke parametere som inngår og hvilke vanntyper det er laget klassifiseringssystem for (elvetyper i fettskrift er interkalibrert).

Indeks	Habitat	Hvilke type parametere inngår	Tilfredsstillende indeksen kravene i VD?	Vanntyper
RAMI	Litoral	Taks. sammensetning Indikatortaksa Mengder (relative)	JA, selv om diversitet ² mangler	Alle svært kalkfattige og kalkfattige, klare elver
Forsuringindeks-1 <i>(anbefales ikke brukt til klassifisering, men kan brukes ved sammen-likning med eldre data)</i>	Litoral	Taks. sammensetning Indikatortaksa	NEI. Parameterne diversitet og mengder ¹ mangler. Ikke mulig å sette referanseverdi	Alle svært kalkfattige og kalkfattige, klare elver
Forsuringindeks-2 <i>(anbefales ikke brukt til klassifisering, men kan brukes ved sammen-likning med eldre data)</i>	Litoral	Taks. sammensetning Indikatortaksa Mengder (relative)	NEI. Ikke mulig å sette referanseverdi	Alle svært kalkfattige og kalkfattige, klare ³ elver

¹ Mengden av virvelløse dyr er lite følsom for forsuring fordi denne parameteren viser store naturlige variasjoner. Relative mengder av indikatortaksa er derimot en forsuringfølsom parameter.

² Diversitet gir liten tilleggsinformasjon når parameterne taksonomisk sammensetning, indikatortaksa og mengder er inkludert.

³ Modifisert versjon av Forsuringindeks-2 (se Tabell 5-7 i Veileder 02:2013, revidert 2015), også kalt AcidIndex2, tilfredsstillende vanndirektivets krav og er interkalibrert. Vi anbefaler imidlertid ikke videre bruk av denne versjonen (se mer informasjon teksten nedenfor).

RAMI

Bunndyrindeksen **RAMI** (River Acidification Macroinvertebrate Index) er en indeks som er basert på tilstedeværelse og relative mengder av bunndyrtaksa gitt ulik verdi avhengig av toleranse for forsuring. Metode for beregning av RAMI er nærmere beskrevet i Vedlegg V5.3. Her følger en punktvis beskrivelse av indeksens viktigste egenskaper:

- RAMI vurderes å tilfredsstillere vanndirektivets krav (se Tabell 5.6).
- RAMI er relativt enkel å beregne, og er samtidig den bunndyrindeksen som best beskriver forsurningsnivået for elver (med mulig unntak av de mest forsurningskadede; se nedenfor).
- RAMI skiller forsurningsnivået med en høyere grad av nøyaktighet for lave til moderate forsurningskader enn for høyere grad av forsurning, dvs at angivelse av "Svært dårlig" og "Dårlig" tilstand er beheftet med større usikkerhet enn for de øverste tilstandsklassene.
- Indeksen er ikke interkalibrert, men det er en god korrelasjon mellom den interkalibrerte bunndyrindeksen AcidIndex2 (modifisert versjon av Forsurningsindeks-2) og RAMI for kalkfattige klare elver.

Forsurningsindeks-1 og -2

Forsurningsindeks-1 er basert på tilstedeværelse av indikatortaksa. Surhetstoleransen, inndelt i fire klasser (med verdiene 0, 0,25, 0,5 og 1), er angitt for noe i underkant av 150 taksa (se artsliste, tabell V5.4 i Vedlegg V5.3). For nærmere beskrivelse av Forsurningsindeks-1 vises til kapittel 4.3.2.

Forsurningsindeks-2 (modifisert versjon av Raddum indeks II) bygger på Forsurningsindeks-1, men tar i tillegg hensyn til relative mengder av forsurningsfølsomme og tolerante arter. Vi anbefaler ikke bruk av denne indeksen til klassifisering og foreslår at den først og fremst bør brukes for sammenligning med tidligere data (tidsserier). En nærmere omtale av og hvordan Forsurningsindeks-2 beregnes er nærmere beskrevet i Vedlegg V5.3.

Forterskelindikatorer (se kapittel 5.2.4), Forsurningsindeks-1 og Forsurningsindeks-2 (versjon inkludert i denne veileder) er det ikke mulig å sette en referanseverdi. Disse indeksene inkluderer heller ikke alle parametere som vanndirektivet stiller krav om. RAMI er derimot fullt ut kompatibel med vanndirektivets krav. RAMI er mer følsom for endringer i bunndyringsfunnet enn Forsurningsindeks-2. For mer informasjon om forsurningsindeksene, se Figur V5.1 i Vedlegg V5.3.

Krav til data

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelvei av alle prøvene som tilfredsstillere kravene til kvalitet, fra den aktuelle tidsperioden og den aktuelle vannforekomsten. Prøver fra flere år kan også benyttes, men tidsperioden bør normalt ikke overskride 6 år.

Prøvetakingsfrekvens, tidspunkt for prøvetaking, antall stasjoner, antall prøver og andre krav til data som skal inngå i overvåkingsaktivitet av elver er beskrevet i metodekapittelet for bunndyr (kap. 8.5).

Referansetilstand og klassegrenser

For RAMI er det satt forskjellige klassegrenser for hhv. svært kalkfattige, klare og kalkfattige, klare elver (Tabell 5.7a og 5.7b). For Forsurningsindeks-1 og Forsurningsindeks-2 er klassegrensene identisk for alle klare vanntyper. Ingen av forsurningsindeksene er egnet for å skille mellom forsurning og naturlig surhet (blant annet forårsaket av humussyrer). Indeksen bør derfor ikke brukes i tilstandsvurdering av humøse vannforekomster.

På grunn av måten Forsurningsindeks-1 og Forsurningsindeks-2 er bygd opp på vil det ikke være mulig å angi referanseverdier for disse.

Tabell 5.7a Klassegrenser og referanseverdier for bunndyrindekser for fastsettelse av økologisk tilstand i forsurede elver.

Tilstandsklasse	RAMI	RAMI	Forsuringsindeks-1	Forsuringsindeks-2
	Svært kalkfattige, klare	Kalkfattige, klare	Alle klare	Alle klare
referanseverdi	4,08	4,5	Ikke definert	Ikke definert
svært god	>3,47	>3,87	1 ¹	1 ^{1,2}
god	>3,29–3,47	>3,69–3,87	>0,77–1	>0,77–1,0
moderat	>3,08–3,29	>3,48–3,69	>0,5–0,77	>0,5–0,77
dårlig	>2,89–3,08	>3,28–3,48	>0,25–0,5	>0,25–0,5
svært dårlig	≤2,89	≤3,29	≤0,25	≤0,25

¹ Det er ikke tilstrekkelig at enkeltprøver oppnår denne verdien (vil ikke kunne skille mellom svært god og god tilstand). For å kunne sette tilstanden til svært god må følgende kriterier være oppnådd: a) tilstanden er basert på både vår- og høstprøver, b) hver av prøvene gir indeksverdi = 1, c) begge prøvene har flere individer tilhørende den mest forsuringfølsomme gruppen av bunndyr jf. tabell V5.3.2.

² Absolutt verdi >1, men settes =1 iht. opprinnelig beskrivelse av Forsuringsindeks-2 (Raddum indeks II). Maksimumsverdi for økologisk tilstand = svært god var i Veileder 02:2013 satt ved 4,0.

Beregning av EQR

EQR beregnes ved følgende formel:

EQR-verdiene for modifisert versjon av Forsuringsindeks-2 (AcidIndex2) er interkalibrert. RAMI har god korrelasjon med AcidIndex2 og ved fastsettelse av grenseverdier for RAMI må det tas hensyn til de interkalibrerte klassegrensene i EQR, dvs. at disse settes på samme nivå eller høyere. Fastsettelse av klassegrensene (EQR) for RAMI er basert på forholdet mellom de to indeksene (absoluttverdier). For svært kalkfattige, klare elver er klassegrensene fastsatt slik at avviket fra referansetilstanden er den samme som for kalkfattige, klare elver.

For terskelindikatorer, Forsuringsindeks-1 og Forsuringsindeks-2 er det ikke mulig å sette en referanseverdi og dermed kan EQR ikke beregnes.

Tabell 5.7b Klassegrenser, EQR, for bunndyrindeksen RAMI for fastsettelse av økologisk tilstand i forsurede elver.

Tilstandsklasse	RAMI	
	Svært kalkfattige, klare	Kalkfattige, klare
referanseverdi	1,0	1,0
svært god	>0,85	>0,86
god	>0,81–0,85	>0,82–0,86
moderat	>0,75–0,81	>0,77–0,82
dårlig	>0,71–0,75	>0,73–0,77
svært dårlig	≤0,71	≤0,73

5.3.3 Eutrofiering og organisk belastning

Prinsipper

Ved belastning med organisk stoff vil oksygenforholdene i elvebunnen reduseres. Ettersom de forskjellige artene og artsgruppene har ulike krav til oksygeninnhold i vannet, vil artssammensetningen endres langs belastningsgradienten. Den totale biomassen kan også økes ved belastning. Dette er basis for bruk av bunnfauna til klassifisering av belastning med organisk stoff.

I svært næringsfattige elver vil en beskjeden tilførsel av organisk stoff og næringssalter gi mer begroingsalger og mer næring for bunndyrsamfunnet, uten at oksygenet i bunnen reduseres. Effekten på bunndyrsamfunnet er at det kan bli flere arter enn i naturtilstanden for denne vanntypen. Det nås imidlertid fort et knekkpunkt der ytterligere eutrofiering har negativ effekt på artsmangfoldet.

Parametere

ASPT indeks (Average Score per Taxon) brukes til å måle effekter av eutrofiering og organisk belastning i norske vassdrag. Av praktiske årsaker er det ikke forekomsten av arter som brukes, men forekomsten av et utvalg av bunndyrtaksa på høyere taksonomisk nivå, vesentlig familier eller klasser. Indeksen baserer seg på en rangering av familiene etter deres toleranse mht. belastning med organiske stoffer og næringssalter. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse (se tabell V5.5 i Vedlegg V5.3). ASPT indeksen gir en gjennomsnittlig toleranseverdi basert på tilstedeværelse av indikatortaksa i prøven. Metode for beregning av ASPT er nærmere beskrevet i Vedlegg V5.3. Her følger en punktvis beskrivelse av indeksens viktigste egenskaper:

- ASPT er enkel å beregne, og stiller kun moderate krav til taksonomisk kompetanse.
- ASPT kan brukes for alle elvetyper, med unntak av breelver, og referanse- og klassegrensene er lik for alle typer.
- Indeksen er interkalibrert, både for kalkfattige og moderat kalkrike, klare elver tilhørende ulike størrelseskategorier.

Krav til data

Metoden som anbefales for innsamling av bunndyrmaterialet er en såkalt sparkemetode (kap. 8.5). Det taksonomiske kravet til beregning av ASPT indeksen ligger på familienivå (se tabell V5.5 i Vedlegg V5.3). Det innebærer at en må kunne identifisere de individene som tilhører de forskjellige familiene på denne listen. Usikkerheten til indeksen ligger først og fremst i at den tilordner en hel familie én og samme toleranseverdi, selv om familien kan inneholde flere arter med forskjellige toleranseverdier.

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelerverdi av alle prøvene som tilfredsstillt kravene til kvalitet, fra den aktuelle tidsperioden og den aktuelle vannforekomsten. Prøver fra flere år kan også benyttes, men tidsperioden bør normalt ikke overskride 6 år.

Prøvetakingsfrekvens, tidspunkt for prøvetaking, antall stasjoner, antall prøver og andre krav til data som skal inngå i overvåkingsaktivitet av elver er beskrevet i metodekapittelet for bunndyr (kap. 8.5).

Referansetilstand og klassegrenser

ASPT er gitt samme referanseverdi og klassegrenser for alle vanntyper (se tabell 5.8a og 5.8b). Klassegrensene svært god/god og god/moderat er interkalibrert. På bakgrunn av interkalibreringen og analyser av data også fra andre elvetyper anbefaler vi å anvende de interkalibrerte grenseverdiene også for alle de andre elvetyperne, med unntak av brepåvirkede elver. Denne anbefalingen gjelder under de forutsetninger nevnt tidligere angående tidspunkt og sted for prøvetaking og øvrig metodikk for innsamling, prøvebehandling og identifisering av det biologiske materialet.

Tabell 5.8a Klassegrenser og referanseverdi, absoluttverdier, for bunndyrindeksen ASPT for fastsettelse av økologisk tilstand i elver påvirket av eutrofi og organisk belastning.

Vanntype	referanseverdi	svært god	god	moderat	dårlig	svært dårlig
Alle	6,9	>6,8	6,8–6,0	6,0–5,2	5,2–4,4	<4,4

Tabell 5.8b Klassegrenser og referanseverdi, EQR, for bunndyrindeksen ASPT for fastsettelse av økologisk tilstand i elver påvirket av eutrofi og organisk belastning.

Vanntype	referanseverdi	svært god	god	moderat	dårlig	svært dårlig
	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
Alle	1,0	>0,99	0,99-0,87	0,87-0,75	0,75-0,64	<0,64

5.3.4 Terskelindikatorer for elver

Enkelte arter av virvelløse dyr er lett gjenkjennelige samtidig som de er følsomme for flere typer påvirkninger (tabell 5.5). Elvemusling og edelkreps er følsomme for forurensning men påvirkes også negativt av andre typer forurensninger, vassdragsreguleringer (endret vannføring) og ulike typer morfologiske inngrep. Edelkreps er også svært følsom for introduksjon av den fremmede krepsearten signalkreps (*Pacifastacus leniusculus*) fordi denne arten er bærer av krepsepest.

Tabell 5.9 Oversikt over terskelindikatorer basert på forekomst av spesielt følsomme og lett gjenkjennelige arter, elvemusling og edelkreps, med informasjon om prøvehabitat, hvilke parametere som inngår og hvilke vanntyper det er laget klassifiseringssystem for.

Indeks	Habitat	Hvilke type parametere inngår	Vanntyper
Elvemusling <i>Margaritifera margaritifera</i>	Litoral	Tilstede/mangler (terskelindikator)	Svært kalkfattige, kalkfattige og moderat kalkrike, klare elver i lavland og skog
Edelkreps <i>Astacus astacus</i>	Litoral	Tilstede/mangler (terskelindikator)	Kalkfattige og moderat kalkrike, klare og moderat humøse elver ¹ i lavland og skog

¹ I sakteflytende og moderat hurtigstrømmende elver

Tilstedeværelse av elvemusling og/eller edelkreps indikerer normalt at vannforekomsten har en økologisk tilstand som er god eller bedre (tabell 5.10). Samtidig, funn av elvemusling vil ikke uten videre bety at forholdene er tilfredsstillende. Elvemuslinger kan bli svært gamle, selv under forhold som ikke er optimale. Rekrutteringsvikt er som regel et tegn på habitatødeleggelse eller forurensninger, og både unge og eldre individer må være til stede for at forholdene skal betraktes som tilfredsstillende. For at elvemusling skal kunne brukes som en indikator må det normalt foreligge aldersbestemmelser (se Larsen m.fl. 2000). For både elvemusling og edelkreps gjelder at dersom arten er til stede men det er påvist at bestanden er betydelig redusert i forhold til tidligere, settes tilstanden til moderat.

Disse artene mangler i mange vassdrag av naturlige årsaker (for eksempel vil elvemusling kun finnes i elver med laks eller ørret), eller de kan være vanskelig å fange opp ved vanlig overvåkingsmetodikk, og manglende funn kan derfor ikke uten videre brukes som indikasjon på at vannforekomsten er påvirket av forurensning eller andre påvirkninger. Dersom arten(e) mangler, men er tidligere påvist i vannforekomsten, settes imidlertid tilstanden til dårlig eller svært dårlig.

Tabell 5.10 Fastsettelse av økologisk tilstand for elver basert på terskelindikatorer.

Indikatorart	Referanse-verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Elvemusling	Ikke definert	Mer enn 10-15% <50 mm og noen av disse <20mm, livskraftig	Noen <50 mm og <20 mm skal også forekomme, livskraftig?	Noen <50 mm (ingen <20 mm) eller all >50 mm, ikke livskraftig	Alle >50 mm og/ eller bestanden merkbart redusert (alle lengdegrupper) i løpet av de siste 10 årene ¹ , utdøende	Ikke definert ²
Edelkreps	Ikke definert	Til stede	Til stede ³	Til stede, men betydelig tilbakegang er påvist	Mangler, mener tidligere påvist	Ikke definert

- Økologisk status behøver imidlertid ikke være dårlig selv om det observeres en merkbart reduksjon i populasjonsstørrelse da antall muslinger naturlig kan avta raskt i en aldrende bestand på grunn av naturlig dødelighet (høy alder)
- En bestand av voksne (og unge) muslinger kan dø ut som et direkte resultat av svært dårlig økologisk tilstand. Mer sannsynlig er det imidlertid at bestander reduseres og forsvinner på grunn av manglende rekruttering for mange år siden, i en periode med moderat eller dårlig tilstand. Bestanden forsvinner fordi de siste muslingene dør av alderdom.
- Både unge og eldre individer av edelkreps må være til stede, hvis ikke settes tilstanden til moderat.

Tabell 5.11 viser hvilke elvetyper de ulike klassifiseringsindeksene og terskelindikatorerne for invertebraterskal brukes i.

Tabell 5.11 Oversikt over hvilke elvetyper de ulike klassifiseringsmetodene skal brukes.

Klima-region	Norsk type nr.	Typebeskrivelse	Klassifiseringsmetoder				Terskelindikatorer	
			RAMI	F-1	F-2	ASPT	Elve-musling	Edelkreps
Lavland < 200 moh	R101a-b	Svært kalkfattig, svært klar	X	X	X	X	X	
	R102a-b	Svært kalkfattig, klar	X	X	X	X	X	
	R103a-b	Svært kalkfattig, humøs				X		X
	R104	Kalkfattig, svært klar	X	X	X	X	X	X
	R105a	Kalkfattig, klar	X	X	X	X	X	X
	R106b	Kalkfattig, humøs				X		X
	R107	Moderat kalkrik, klar				X	X	X
	R108	Moderat kalkrik, humøs				X	X	X
	R109	Kalkrik, klar				X	X	
	R110	Kalkrik, humøs				X		
	R111	Leirpåvirkete elver				X		
Skog (fra 200 moh til tregrensen)	R201a-b	Svært kalkfattig, svært klar	X	X	X	X	X	
	R202a-b	Svært kalkfattig, klar	X	X	X	X	X	
	R203a-b	Svært kalkfattig, humøs				X		
	R204	Kalkfattig, svært klar	X	X	X	X	X	X
	R205	Kalkfattig, klar	X	X	X	X	X	X
	R206	Kalkfattig, humøs				X		X
	R207	Moderat kalkrik, klar				X	X	X
	R208	Moderat kalkrik, humøs				X	X	X

			Klassifiseringsmetoder				Terskelindikatorer	
Klima-region	Norsk type nr.	Typebeskrivelse	RAMI	F-1	F-2	ASPT	Elve- musling	Edel- kreps
Fjell (over tregrensen)	R301a-b	Svært kalkfattig, svært klar	X	X	X	X		
	R302a-b	Svært kalkfattig, klar	X	X	X	X		
	R303a-b	Svært kalkfattig, humøs				X		
	R304	Kalkfattig, svært klar	X	X	X	X		
	R305	Kalkfattig, klar	X	X	X	X		
	R306	Kalkfattig, humøs				X		

F-1: Forsuringsindeks 1, F-2: Forsuringsindeks 2. Disse indeksene anbefales ikke brukt til klassifisering, men kan brukes ved sammen-ligning med eldre data.

6 Tilstand for fisk i innsjøer og elver

6.1 Innledning

6.1.1 Bakgrunn

Fisk er det biologiske kvalitetselementet i vannforskriftens system for klassifisering av vannforekomster med størst brukerinteresse. Det er derfor viktig at fiskebestandene kan tas i bruk i klassifiseringen, ikke minst fordi vurderinger og resultater da lettere kan kommuniseres ut i samfunnet.

Over store deler av Norge har vi en artsfattig fiskefauna i ferskvann, noe som gjør utvikling av indekser vanskelig. Indekser basert på artsdiversitet kan ikke brukes dersom det bare finnes tre til fire arter. I tillegg er mange av våre vanligste fiskearter tilpasningsdyktige til mange miljøforhold. Norge har også en ganske ekstrem topografi med store klimavariasjoner og mange naturlige spredningshindre,



Foto: Svein Nic Norberg

noe som fører til at fiskefaunaen kan variere mye fra vassdrag til vassdrag og mellom innsjøer innen samme vassdrag. Lokale forhold for gyting og næringsproduksjon påvirker for eksempel bestandstetthet i tillegg til fiskens vekst og størrelse ved kjønnsmodning. Derfor er lokale faktorer avgjørende for hva som skaper naturlig tilstand for fiskebestanden. Dette betyr at etablering av referansetilstand i stor grad bør gjøres for hver lokalitet, altså det som kalles lokalitetsspesifikk referansetilstand.

Regionale forskjeller i fiskefaunaen

Det er likevel en viss regional forskjell i forekomsten av de ulike fiskeartene, og innenfor hver region kan det finnes visse karakteristika ved vannforekomstene som påvirker hvilke arter det er rimelig å finne. En mer omfattende analyse av fisk som kvalitetselement i klassifiseringen av vannforekomster under vannforskriften er gitt i Sandlund m.fl. (2013). Indekser og tabeller som presenteres i dette kapitlet er for det meste hentet derfra. Noen begreper som brukes i teksten er definert i Tabell 6.21 til slutt i kapittel 6.

Klassifisering av fisk

I arbeidet med karakterisering og klassifisering forholder en seg til minimumskravet i vannforskriften: for å kunne klassifisere en fiskebestand i moderat tilstand, skal man ha dokumentert betydelig reduksjon i bestandsstørrelse sammenlignet med naturtilstanden (jf. Tabell 6.1). Forvaltningen kan imidlertid operere med strengere grenser og mer ambisiøse mål for enkeltarter eller enkeltlokaliteter. I norsk forvaltning er det tradisjon for dette f.eks. i forvaltningen av anadrome laksefisk. For storaurebestander og spesielle bestander av innlandsfisk kan det også være aktuelt å operere med mer ambisiøse målsetninger enn det vannforskriften krever.

Innlandsfisk og anadrom fisk

Klassifiseringssystemet som presenteres her er mest anvendelig for vanlige bestander av innlandsfisk. I tabell 6.15 er det angitt grenseverdier også for ungfisk av anadrome laksefisk. Disse kan brukes for mindre anadrome vassdrag der det ikke foreligger offisiell fangststatistikk eller er gjort nasjonale vurderinger av bestandstilstanden. Regjeringen har vedtatt et nasjonalt system for miljøkvalitetsnormer for laks. Klassifisering av laks i arbeidet med vannforskriften skal samordnes med kvalitetsnormen, men detaljene for dette er ennå ikke klare. For klassifisering av laksebestander viser vi derfor foreløpig til Kvalitetsnormen for ville laksebestander.

Feltmetodikk og analyse

Overvåkingsmetodikk og analysemetoder for fisk i innsjø og elv er beskrevet i kapittel 8.6.

6.1.2 Fisk i vannforskriften

Tabell 6.1 gir en enkel beskrivelse av hva som karakteriserer fiskebestander i Svært god, God og Moderat økologisk tilstand. Denne beskrivelsen bygger på de normative definisjonene for tilstandsklassene som finnes i vedlegg V i vannforskriften. Beskrivelsen kan være en god støtte når vi skal vurdere rimeligheten i det klassifiseringsresultatet vi kommer fram til ved hjelp av de ulike tilnærmingene som er beskrevet i dette kapitlet.

Tabell 6.1 Forenklet beskrivelse av Svært god, God og Moderat økologisk tilstand for fiskebestander.		
Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Alle arter og årsklasser til stede med lite endrede bestander (< ±10 %) sammenlignet med opprinnelig	Alle arter til stede med levedyktige bestander (< ±25 - 40 % reduksjon) sammenlignet med opprinnelig. Enkelte årsklasser kan i enkeltår mangle	En eller flere arter betydelig redusert mer enn 25-40 %, sammenlignet med opprinnelig. Tydelige tegn på forplantingssvikt, ved fravær av årsklasser.
Stort produksjonsoverskudd som eventuelt tillater beskatning uten at det fører til merkbar nedgang i bestanden.	Prioriterte arter til stede med levedyktige bestander (noe beskatning kan tillates)	Det naturlige produksjonsoverskuddet av prioriterte arter tillater ikke beskatning.
Ulike livshistorieformer (hos røye, sik, aure) opprettholdt som før	Enkelte livshistorieformer (hos sik, røye, aure) redusert, men fremdeles til stede	Enkelte livshistorieformer (hossik, røye, aure) tapt
Vandrende delbestander ikke vesentlig påvirket	Vandrende delbestander opprettholdt (vha. fiskepassasjer)	Vandrende delbestander tapt (men arten består)

6.1.3 Referansetilstand for fiskebestander

Utgangspunktet for klassifiseringen av økologisk tilstand er at man for enhver vannforekomst kan beskrive en referansetilstand (tilnærmet upåvirket). Klassifiseringen bygger på et registrert avvik fra denne referansetilstanden. Norske fiskebestander er blitt mer eller mindre manipulert av mennesker så lenge det har bodd folk i Norge. Av praktiske hensyn regner vi som referansetilstand den tilstand som var før ca. 1900. Dette var før større menneskelige inngrep og påvirkninger gjorde omfattende skader på fiskebestander, og før moderne fiskeforvaltning gjennomførte tiltak som kan ha resultert i omfattende bestandsendringer for enkelte fiskebestander.

Referansetilstanden for et fiskesamfunn i en vannforekomst skal gjelde for alle fiskeartene, med hensyn på mengde og bestandsstruktur. Vannforskriften åpner for bruk av enten lokalitetsspesifikk eller typespesifikk referansetilstand. Mens sistnevnte er vanlig for andre kvalitetslementer, f.eks. bunndyr og planteplankton, bør i de fleste tilfelle en lokalitetsspesifikk referansetilstand brukes for kvalitetslementet fisk. Dette skyldes den store naturlige variasjonen mellom fiskebestandene i forskjellige vannforekomster av samme vanntype i Norge, en variasjon som i stor grad skyldes innvandringshistorien til ferskvannsfisk etter siste istid.

6.1.4 Spesielle forhold ved klassifisering av ferskvannsfisk i Norge

Ferskvannsfisk har i mange tiår blitt utsatt for menneskelige påvirkninger med bestandsmessige konsekvenser. Noen av påvirkningene var i utgangspunktet positive tiltak, og enkelte kan ha fått utilsikta virkninger i ettertid. Andre påvirkninger er tiltak gjennomført av myndighetene. Dette kan f.eks. være fysiske tiltak eller fiskeutsettinger, som avbøtende tiltak mot effekter av lovlige inngrep som f.eks. vassdragsutbygginger. Nedenfor beskrives hvordan noen spesielle forhold skal behandles ved klassifiseringen:

- **Introduserte fiskearter** defineres her som fiskearter som er introdusert og etablert etter ca. 1900, mens eldre utsetninger betraktes som en naturlig del av faunaen. Også norske arter som flyttes og settes ut i vannforekomster der de ikke forekom tidligere regnes som introduserte. Nærvær av en art som er introdusert etter ca. 1900 skal registreres som en påvirkning i Vann-Nett ved karakteriseringen. I tilstandsklassifiseringen i vannforskriften er det den introduserte artens virkning på de øvrige fiskeartene som har betydning for klassifiseringen. Imidlertid skal forekomst av fiskearter på Svartelista («invasive fiskearter») føre til at tilstanden på vannforekomsten automatisk flyttes ned ett trinn (f. eks. fra «Svært god» til «God»).
- **Utsetting** av fisk betyr at man erstatter redusert rekruttering med kunstig klekket fisk. I klassifiseringssammenheng bør effekten av den utsatte fisken trekkes fra i beregninger av bestandsstørrelse og -struktur før tilstanden fastsettes. Dette gjelder ikke i sterkt modifiserte vannforekomster og beregning av økologisk potensial (se veileder for SMVF, under arbeid).
- **Kalking** for å motvirke de negative effektene av sur nedbør medfører at naturlig rekruttering og overlevelse øker. Denne positive effekten på fiskebestanden telles med når tilstanden skal fastsettes. I slike vassdrag er det likevel stor sannsynlighet for at man ikke når miljømålene uten å sette inn tiltak. Når det er nødvendig å videreføre kalkingen for å opprettholde bestanden skal vannforekomsten derfor settes til 'risiko' ved karakteriseringen, da den ikke vil nå god tilstand i framtiden uten at tiltaket (kalkingen) opprettholdes.
- **Biotoptiltak** betyr at man ved fysiske inngrep i vassdraget forbedrer det opprinnelige habitatet eller restaurerer et habitat som tidligere inngrep har ødelagt. Dette betyr at man setter fiskebestanden i stand til å bedre sin status "på egen hånd". Effekten av slike tiltak regnes med når tilstanden skal fastsettes. I slike tilfeller settes vannforekomsten ikke i 'risiko' ved karakteriseringen dersom tiltaket har gitt god tilstand, fordi tiltaket som har gitt god tilstand er et engangstiltak som ikke må gjentas løpende for å opprettholde tilstanden.
- **Beskatning** av fiskebestander kan gi tydelige utslag i egenskaper som f. eks. alders- og lengdefordeling. Dette er imidlertid endringer som er reversible, dvs. dersom fisket opphører vil bestanden ganske raskt vende tilbake til en tilstand som ikke er preget av beskatning. Ved fastsetting av tilstand bør det derfor justeres for effektene av et bærekraftig fiske, men eventuelt overfiske må oppgis.

6.2 Klassifisering av fiskebestander

Det finnes data og kunnskap om fisk fra svært mange vannforekomster. Vi prøver å utnytte denne kunnskapen så langt som mulig i klassifiseringen, samtidig som vi også tar hensyn til datakvalitet og usikkerhet. Tabell 6.2 er en veileder til kapittel 6.

6.2.1 Gangen i klassifiseringen av en fiskebestand

Vi deler klassifiseringen av fiskebestander inn i tre trinn. Hvert trinn beskriver en klassifiseringsprosedyre for fisk i en vannforekomst som bygger på gradvis bedre datagrunnlag og større pålitelighetsgrad:

Trinn 1 – Kan kvalitetselementet fisk brukes til klassifisering av vannforekomsten?

Det første trinnet (Tabell 6.3) omhandler det mest elementære spørsmålet: Finnes det fisk i vannforekomsten?

Trinn 2 – Det finnes (overvåkings)data for fisk

I det andre trinnet skal observerte bestandsdata oversettes direkte til en tilstandsklasse med utgangspunkt i hvilke type data en har. Ved hjelp av tabell 6.3 blir en vist til mer detaljerte beskrivelser av klassifiseringsmetoder i kapitlene 6.3.1 til 6.3.6 og 6.4.1 og 6.4.2. Disse metodene gir tilstandsklassen for fisk på grunnlag av overvåkingsdata eller annen kunnskap om størrelse og utvikling av fiskebestandene i en vannforekomst.

Trinn 3 – Det finnes data om bestandsstruktur

Dersom det også finnes data som gjør det mulig å vurdere bestandsstruktur brukes trinn tre. Tilstandsklassen fra trinn 2 justeres i samsvar med tabell 6.4.

I kapittel 6.2.2 blir de tre klassifiseringstrinnene bedre forklart. De enkelte klassifiseringsmetodene blir gjennomgått i kapittel 6.3.

Hydromorfologiske støtteparametere

I kapittel 6.4 er det satt opp klassegrenser for noen hydromorfologiske støtteparametere for fisk. Disse kan brukes for vannforekomster med hydromorfologiske påvirkninger der det ikke finnes, eller er utilstrekkelige, biologiske data. Støtteparameterne kan ikke brukes til klassifisering alene. Uten biologiske data kan de indikere om vannforekomsten er i risiko for ikke å nå miljømålet. Dersom den hydromorfologiske støtteparameteren er god eller dårligere vil vannforekomsten ikke kunne oppnå svært god økologisk tilstand.

6.2.2 Gjennomgang av klassifiseringstrinnene

I dette avsnittet er det en kort gjennomgang av de tre klassifiseringstrinnene med anbefaling om hvilke metoder som bør brukes under ulike forhold og med et gitt datatilfang og datakvalitet.

Trinn 1 – Kan kvalitetselementet fisk brukes til klassifisering?

I det første trinnet skal en altså vurdere om det er fisk i vannforekomsten og eventuelle årsaker til at den ikke finnes (Tabell 6.3). Uten fisk i vannforekomsten stopper prosessen her!

Tabell 6.2 Vurdering av om det forekommer fisk i vannforekomsten, og årsakene til eventuelt fravær eller nærvær av fisk. BKE er biologisk kvalitetselement, i dette tilfelle fisk.			
TRINN 1	Svar	Kommentar	Tilstandsklasse
Finnes det fisk?	Nei. Naturlig fisketom	Hvis fisketomt er fisk intet kvalitetselement	Fisk er ikke BKE
	Ja. Naturlig forekomst	Gå videre til trinn 2	
	Ja. Art(er) innført av mennesker før 1900	Fisken behandles som "naturlig forekomst". Gå videre til trinn 2	
	Ja, men arten(e) innført av mennesker etter 1900	Fisken er påvirkningsfaktor og ikke kvalitetselement	Fisk er ikke BKE
	Nei, tapt. Naturlig utdødd*	Fisk er intet kvalitetselement	Fisk er ikke BKE
	Nei, tapt pga menneskelig aktivitet	Gir automatisk svært dårlig status	Svært dårlig

* Fiskebestander i mindre innsjøer og bekker kan dø ut av naturlige årsaker, f. eks. ved oksygenvinn under isen i uvanlige vintre, ved ekstrem tørke og gjengroing. Oksygenvinn kan også skyldes økt tilførsel av organisk materiale fra kloakk eller jordbruk. Det kan være vanskelig å bedømme hvorvidt dette er en naturlig prosess eller om den skyldes menneskelig aktivitet.

Trinn 2 – Det finnes overvåkingsdata for fisk fra vannforekomsten

I trinn 2 skal en kunne plassere kvalitetselementet fisk i en bestemt tilstandsklasse på grunnlag av (overvåkings-) data om tetthet eller prosentvis bestandsendring i vannforekomsten. Tabell 6.3 er en "veiviser" i trinn 2 og peker til ulike klassifiseringsmetoder avhengig av hvilken type data man har å arbeide med. Beregnet verdi for kvalitetselementet fisk for en vannforekomst, satt inn i relevant tabell, gir tilstandsklassen for fisk i vannforekomsten. For en av metodene (kap. 6.3.1) beregnes tilstandsklassen direkte ved å sette observerte data inn i et excelark.

Tabell 6.3 Avhengig av type data som er tilgjengelig og tilsvarende datakvalitet henviser denne tabellen til de tabellene i dette kapitlet som gir tilstandsklassen for fisk i en konkret vannforekomst. Datakvalitet er oppgitt som pålitelighetsgrad. Pålitelighetsgraden styres av de dataene som har lavest pålitelighetsgrad, enten dette angår referansetilstand eller nåtilstand.

Datatilfang	Datakvalitet Pålitelighetsgrad	Kapittel for metodebeskrivelse	Kommentar
Innsjø			
Langserie (tre år eller mer) med garnfiske eller annen standardisert fangst	Høy	EindexW3, AindexW5. Kap. 6.3.1	Alle fiskesamfunn
Minst tre års data med prøvafiske	Høy	Aure i innsjøer. Kap. 6.3.2	Aure som eneste fiskeart
Hydroakustikk kombinert med garn/trål	Høy	Pelagisk fiskeindeks (WS-FBI-indeksen). Kap. 6.3.3.	Innsjøer dypere enn ca. 20 m
Hydroakustikk	Middels	Pelagisk fiskeindeks (WS-FBI-indeksen). Kap. 6.3.3	Innsjøer dypere enn ca. 20 m
Innsjø og elv			
Kvantitative data (biomasse eller antall) om fiskebestander. Kunnskap om opprinnelig fiskebestand.	Høy (minst 3 års data) til middels	Prosentvis endring. Kap. 6.3.4	
Kvantitative data eller data om relative mengder av fiskebestander. Kunnskap om opprinnelig fiskebestand.	Middels til lav	NEFI (Norsk endringsindeks for fisk) Kap. 6.3.5	Er utvikla med tanke på innsjøer, men kan også brukes i elv ved god kunnskap om bestander.
Intervju, andre data av vekslende kvalitet, ett eller to år med prøvafiske. Kunnskap om opprinnelig fiskebestand.	Middels og lav	Prosentvis endring. Kap. 6.3.4. NEFI, Kap. 6.3.5	Alle fiskearter som er kjent (som fiskes) av lokale fiskere
Elv			
Gode kvantitative ungfiskdata for 3-10 stasjoner pr. vannforekomst for minst 3 år	Høy	Ungfisk av laksefisk i mindre, lavereliggende elver. Kap. 6.3.6.	Laksefisk (laks, aure, røye) i elver, elfiske
Gode kvantitative ungfiskdata for minst 5 år	Høy	Ungfisk av laksefisk i mindre, lavereliggende elver. Kap. 6.3.6.	Laksefisk (laks, aure, røye) i elver, elfiske
Gode kvantitative fangstdata for minst 5-8 år	Høy	Prosentvis endring. Kap. 6.4.	Fangststatistikk, mkr. gjelder ikke laks.
Kvantitative elfiskedata 1-2 år	Middels	Ungfisk av laksefisk i mindre, lavereliggende elver. Kap. 6.6.	Laksefisk (laks, aure, røye) i elver, elfiske
Ungfiskdata av ulik kvalitet som muliggjør vurdering av bestandsendring	Middels	Ungfisk av laksefisk i mindre, lavereliggende elver. Kap. 6.6.	Laksefisk (laks, aure, røye) i elver, elfiske

Trinn 3 – Det finnes data om bestandsstruktur

Bestandsstruktur omfatter lengde- og aldersfordeling, samt eventuelle økologiske former (Tabell 6.4). Dette er kriterier som krever god kunnskap både om artenes biologi og om fiskebestanden i den aktuelle vannforekomsten. Fiskearter kan ha ulik alders- og lengdefordeling i naturlige bestander, og det er stor variasjon både mellom arter og innen den enkelte art. Aurebestander har ofte en jevn rekruttering, slik at antall fisk per aldersgruppe avtar med økende alder (på grunn av naturlig dødelighet). Manglende eller fåtallige aldersgrupper i en aurebestand gir derfor grunn til å foreta en nærmere vurdering for å kunne angi om dette skyldes naturlige eller menneskeskapte årsaker. I høyfjellet kan klimaet være en naturlig årsak til at aurebestander opplever sviktende rekruttering i enkelte år. For svært mange andre arter gjelder

imidlertid at de ofte har variabel rekruttering også under mer stabile miljøforhold, noe som kan gi mer eller mindre regelmessig sterke og svake årsklasser. Dette vil vise seg i en prøvefiskefangst ved variabel årsklassestyrke.

Mange av laksefiskene har flere økologiske former eller ulike livshistorier innen samme lokalitet. Dette er en viktig del av biomangfoldet hos norske ferskvannsfisk, og kunnskap om dette må anvendes i Tabell 6.4.

Tabell 6.4 Vurdering av bestandsstruktur innen de artene som er prioritert.			
TRINN 3	SVAR	KOMMENTAR	Tilstandsklasse
A) Er lengdefordelingen i bestandene naturlig eller bare et resultat av beskatning?	Ja, som forventet		Ingen klassereduksjon
	Nei, ikke som forventet	Identifiser årsaken(e): naturlige eller menneskeskapt. Menneskeskapt årsak gir klassereduksjon	Klasse ned ett trinn
B) Er alderssammen-setningen i bestandene naturlig eller bare et resultat av beskatning?	Ja, alle livsstadier er til stede i bestanden		Ingen klassereduksjon
	Nei, det mangler aldersgruppe ^{®*}	Identifiser årsaken(e): naturlige eller menneskeskapt. Menneskeskapt årsak gir klassereduksjon	Klasse ned ett trinn
C) Er de økologiske formene til stede?	Ja, som kjent fra tidligere		Ingen klassereduksjon
	Nei, tidligere kjente former er sterkt redusert eller borte	Identifiser årsaken(e): naturlige eller menneskeskapt. Menneskeskapt årsak gir klassereduksjon	Klasse ned ett trinn

* Dersom enkelte lengde- eller aldersgrupper mangler i fangstene og man kan fastslå at dette skyldes menneskelige inngrep, bør tilstandsklassen reduseres ett trinn (Svært god --> God, God --> Moderat).

6.3 Beskrivelse av de enkelte metoder som skal brukes til å klassifisere fiskebestander

I det følgende presenteres metodene for klassifisering av fisk som er basert på kvantitative overvåkingsdata fra prøvefiske i innsjøer og elektrisk fiske i elver, og noen metoder som er basert på kvalitative data om fiskebestandene. Typespesifikke referanseverdier brukes ikke for fisk slik som for de andre kvalitetselementene. Dette er fordi utbredelsen av ferskvannsfisk er mer bestemt av innvandringshistorie etter siste istid og naturlige fysiske vandringshindre i vassdrag enn av fysiske-kjemiske og klimatiske faktorer. De metodene som presenteres i dette kapitlet baseres på habitatspesifikke referanseverdier, sammensetning av typiske fiskesamfunn eller kunnskap om opprinnelig fiskebestand i den enkelte vannforekomst.

6.3.1 EindexW3 og AindexW5 - Klassifisering av fiskebestander i innsjøer påvirket av eutrofiering eller forsurening

Det er utviklet to nye indekser for å klassifisere fiskebestander i innsjø. En indeks klassifiserer fiskebestander i innsjøer med potensiell eutrofiering (EindexW3) og en for fiskebestander i innsjøer følsomme for eller utsatt for forsurening (AindexW5). Indeksene beregnes på bakgrunn av resultater fra tradisjonelt prøvefiske og klassifiserer fiskebestander som består av laksefisk, abborfisk og karpfisk. Indeksene baserer seg på artsforekomster, karakteristika ved artene og andel funksjonelle grupper. Indeksene er utvikla ved hjelp av prøvefiskedata fra norske og svenske innsjøer og indeksene er interkalibrert mellom Norge og Sverige til bruk ved klassifisering etter vannforskriften.

Metodene skiller mellom varmtvannsfiskesamfunn og kaldtvannssamfunn. Alle laksefiskeartene regnes som kaldtvannsarter. Krøkle, lake, ferskvannskulene og karpfisk er også kaldtvannsarter. Alle de øvrige fiskeartene i norske innsjøer betraktes i denne sammenhengen som varmtvannsarter. Liste over norske kaldtvannsarter og varmtvannsarter er i tabell V6.2 i vedlegg V6.3.1, sammen med en detaljert beskrivelse av klassifiseringsindeksene.

For begge indeksene gjelder at interkalibreringen bare kunne gjennomføres for varmtvannssamfunn (dvs. der antall fisk i fangsten i prøvafisket gir mer enn 50% varmtvannsarter, tabell 6.6). For kaldtvannssamfunn var variasjonen i miljøparametere i datagrunnlaget for snever til at indeksene kunne utvikles med tilstrekkelig sikkerhet.

Metode for datainnsamling

Indeksene er basert på prøvafiske seinsommer eller høst (juli – september) med nordiske oversiktsgarn (kap. 8.6). Garninnsats med bunnsatte garn justeres etter innsjøens areal og maksimaldjup i samsvar med standarden. Alle parametere som brukes i Aindex5 og Eindex3 er basert på de samla fangstene i bunnsatte garn.

Krav til data

Et sett miljøparametere som beskriver fysiske forhold i og ved vannforekomsten/innsjøen (tabell 6.5) behøves for å beregne forventede indeksverdier.

Tabell 6.5 Nødvendige miljøparametere som beskriver fysiske forhold ved vannforekomsten.		
Parameter	Måleenhet	Forkortelse (brukt i excelark for beregning av indeksverdi)
Høyde over havet	m	hoh
Innsjøareal	km ²	areal
Maksimaldjup	m	maxD
*Gjennomsnittlig lufttemperatur	°C	midT
*Lufttemperatur i januar	°C	janT
*Lufttemperatur i juli	°C	julT

* For å finne lufttemperatur for innsjøen kan en f.eks. bruke målinger fra nærmeste målestasjon som er tilgjengelig på yr.no.

Tabell 6.6 Fiskeparametere som inngår i indeksene EindexW3 og AindexW5. Den siste parameteren brukes bare for å skille mellom varmtvanns- og kaldtvannssamfunn.		
Parameter	Måleenhet	Forkortelse (brukt i excelark for beregning av indeksverdi)
Antall fisk per fangstinnsats	—	CPUE _N
Antall mort per fangstinnsats	—	CPUE _{mort}
Antall arter	—	AntArter
Geometrisk middellengde abbor	mm	gL _{abbor}
Geometrisk middellengde mort	mm	gL _{mort}
Andel biomasse karpfisk	%	bmA _{karpfisk}
Andel av biomassen som er potensielt fiskespisende abborfisk	%	bmA _{fsabborf}
Andel av fangede individer som er kaldtvannsararter	%	indA _{kaldtv}

EindexW3 og AindexW5 beregnes for en innsjø basert på innsamlede data fra prøvefiske i innsjøen (tabell 6.6). Til beregning av EindexW3 inngår følgende parametere: $CPUE_{N'}$, gmL_{abbor} og bmA_{fsabborf} . Til beregning av AindexW5 inngår parametere: $CPUE_{\text{mort}}$, $AntArter$, gmL_{mort} , $bmA_{\text{Karpefisk}}$ og bmA_{fsabborf} . Indeksene er konstruert slik at den normaliserte EQR-verdien (nEQR – normalised Ecological Quality Ratio) kommer direkte ut som indeksverdi. Klassegrensene mellom de fem tilstandsklassene for EindexW3 og AindexW5 er vist i tabell 6.7. EQR-verdien beregnes ved hjelp av et [excel regneark](#) som finnes på Vannportalen. Verdien for parametere i tabell 6.5 og 6.6 settes rett inn i excel-arket, som beregner indeksverdiene (EQR) og viser tilstandsklassen.

Tilstandsklasser og nEQR-verdier kan også beregnes for kaldtvannssamfunn, men må betraktes som svært usikre indikasjoner, ikke som noe beslutningsgrunnlag. Grunnen er at det i kaldtvannssystemer er en for stor sannsynlighet for at EindexW3 overvurderer påvirkninga (eutrofieringa) og at AindexW5 undervurderer påvirkninga (forsuringa). Alle Klassegrensene er vist i tabell 6.7. Klassegrenser med utheva skrift er interkalibrert med Sverige.

Tabell 6.7 Klassegrenser (EQR) for AIndex og EIndex. Verdiene med uthevet skrift er interkalibrert med Sverige. Klassegrenser i kursiv er usikre og må brukes med forsiktighet.

Terskelverdier mellom tilstandsklassene:	EQR/AIndex W5		EQR/EIndex W3	
	varmtvann	kaldtvann	varmtvann	kaldtvann
Svært god	>0,74	>0,86	>0,75	>0,71
God	0,74-0,55	0,86-0,65	0,75-0,56	0,71-0,53
Moderat	0,55-0,37	0,65-0,43	0,56-0,37	0,53-0,36
Dårlig	0,37-0,18	0,43-0,22	0,37-0,19	0,36-0,18
Svært dårlig	<0,37	<0,22	<0,19	<0,18

6.3.2 Aure i innsjøer - Klassifisering basert på data for aure fra prøvegarnfiske i innsjøer

Det eksisterer mye opplysninger fra innsjøer der aure er eneste fiskeart. Aurebestander i norske innsjøer har vært undersøkt ved hjelp av flere ulike garnserier i løpet av de siste 10-åra, spesielt Jensen-serien og Nordiske oversiktsgarn. Jensen-serie utvidet med maskevidder fra 8 til 16 mm (vanligvis kalt "utvidet Jensen-serie") brukes også. Klassegrensene i Tabell 6.8 er satt på grunnlag av erfaringene fra prøvefiske i et stort antall innsjøer.

Naturtilstanden hos aurebestander i form av rekruttering og bestandsstørrelse varierer i betydelig grad. Mange innsjølevende aurebestander er naturlig tynne fordi gyte- og oppvekstarealet i rennende vann (innløpselver og -bekker og utløp) er små i forhold til innsjøarealet. Dette må det tas hensyn til ved klassifiseringen av aurebestander. Dette blir gjort ved å gruppere innsjøene på basis av oppvekstratio (OR), som er forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal i rennende vann målt i m² og innsjøens overflateareal målt i hektar. Systemet med oppvekstratio (OR) er basert på at all rekruttering hos aure skjer i rennende vann. I enkelte lokaliteter kan det også forekomme innsjøgytende aurebestander. Omfanget av innsjøgyting hos aure er dårlig kjent, og kan foreløpig ikke kvantifiseres ytterligere.

De foreslåtte klassegrensene for data fra prøvefiske med Jensen-serien forutsetter at bestandene ikke er rekrutteringsbegrenset. Det innebærer at oppvekstratio er ≥ 50 .

Fangstutbyttet på garnareal med maskevidder større enn 15 mm kan også benyttes for å angi tilstandsklasse, uavhengig av garnserie (Ugedal m.fl. 2005). Dette vil da kun omfatte fisk som er større enn rundt 15 cm. Under denne forutsetningen kan fangst pr. 100 m² relevant garnflate pr. natt (CPUE) regnes ut fra formelen: $CPUE = (A/G) * O$; hvor A er antall fisk ≥ 15 cm i fangsten, G er antall garnserier og O er omregningsfaktoren for den aktuelle garnserien. Omregningsfaktoren beregnes ved 100 dividert med aktuelt garnareal. Dersom denne prosedyren følges vil grenseverdier for økologisk tilstand tilsvare de som er gitt for Jensen-serien i Tabell 6.8. Se forøvrig Sandlund m.fl. (2013).

Tabell 6.8 Klassegrenser for økologisk tilstand 'Aure i innsjøer', basert på fangst med nordiske oversiktsgarn i forsuringspåvirka innsjøer med bare aure med forskjellig oppvekstratio (OR). Oppvekstratio er forholdet mellom gyte- og oppvekstareal på bekk målt i m² og innsjøoverflate målt i hektar. For fangster med «Jensen-serien» gjelder grenseverdiene for innsjøer som fra naturens side ikke er rekrutteringsbegrensa. CPUE=antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. natt.

	CPUE, antall fisk					
	Oppvekstratio (OR)	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Nordisk oversiktsgarn	≥ 50	>20	20-15	15-10	<10	<5
Nordisk oversiktsgarn	25-50	>15	15-10	10-5	5-2	<2
Nordisk oversiktsgarn	≤ 25	>10	10-5	5-2	<2	0
Jensen-serie	≥ 50	>15	15-10	10-5	5-2	<2

6.3.3 Pelagisk fiskeindeks (WS-FBI-indeksen)

Med bakgrunn i ekkoloddata fra i alt 54 innsjøer (mellom 0,5 og >50 km²) i Sør- og Midt-Norge fra lavland til fjell, er det utarbeidet en indeks som beskriver en sammenheng mellom eutrofiering og fordelingen av fisk i innsjøer (tabell 6.9). Parallelt med ekkokjøringene må det gjennomføres fiske med flytegarn og/eller trål for å fastslå hvilke arter som finnes og hvilke størrelsesgrupper av fisk som tilsvarer den registrerte ekkostyrkefordelingen. Datainnsamlingen krever ekkolodutstyr som muliggjør analyse og integrering av ekkostyrke. Datagrunnlaget for indeksen er samlet ved hjelp av SIMRAD EY-M og SIMRAD EY60/EK60 (se Sandlund m.fl. 2013).

Indeksen tar utgangspunkt i den totale fiskebiomassen i vannsøylen (BM_{Tot}) og fiskens stratifiseringsgrad (fordeling) mellom epi- og hypolimnion (BM_{Hypo} / BM_{Epi}). Som referanselokaliteter er valgt relativt upåvirkede innsjøer som ligger mindre enn 200 m.o.h. (lavland) og referanseverdien av WS-FBI er 3,3. Beregningen av WS-FBI-indeksen er beskrevet i vedlegg V6.2 og Sandlund m.fl. (2013).

Tabell 6.9 Klassegrenser for økologisk tilstand ved bruk av WS-FBI-indeksen og tilsvarende EQR-verdier (uttransformert og normalisert). Etter Sandlund m.fl. 2013.

Klasse	Klassegrenser	WS-FBI-verdi	EQR* (uttransf.)	EQR (norm)
Referanseverdi		3,3		
Svært god				
God	SG/G	2,00	0,69	0,80
Moderat	G/M	1,50	0,52	0,60
Dårlig	M/D	1,25	0,43	0,40
Svært dårlig	D/SD	1,10	0,38	0,20

* EQR – Ecological Quality Ratio, forholdet mellom en økologisk parameters observerte verdi og referanseverdi.

6.3.4 Prosentvis endring i fiskebestand

Dette er en klassifiseringsmetode som kan bygge på ulike typer kvantitative data om fiskebestander. Dersom det skal være meningsfylt å snakke om en bestandsendring må dataene strekke seg over en viss tidsperiode, eventuelt at det er god kunnskap om størrelsen på opprinnelig(e) fiskebestand(er) i vannforekomsten. I tabell 6.10 er det gitt klassegrenser for registrerte endringer i bestandsstørrelse.

Det kan ofte være vanskelig å dokumentere forekomst av alle de artene vi skulle forvente i en lokalitet. Sjeldne eller lite fangbare arter kan være relativt ukjente selv for lokalbefolkningen, og sjeldne eller små arter kan også være vanskelige å påvise med standard prøvefiske. Ved vurderingene kan det derfor være nødvendig å fokusere på et utvalg av artene. Det

er viktig å fokusere mest på de artene som er mest følsomme overfor den eller de påvirkningsfaktorene som er aktuelle (se tabell 5.1 i Sandlund m.fl. 2013).

Parameteren for skade på en fiskebestand er prosentvis nedgang i bestandsstørrelse (Tabell 6.10). Her må det gjøres en vurdering av hvilke fiskearter det er snakk om og påliteligheten av de data man har. Er f. eks. artene som viser tilbakegang følsomme eller robuste arter (jf. tabell 4.1 i Sandlund m.fl. 2013)? Informasjon om at en eller flere arter har hatt tilbakegang kan med fordel vurderes ut fra følgende vurderingsskjema:

Steg	Vurdering	Respons
I	Er det flere arter som har tilbakegang?	Hvis nei, gå til steg II Hvis ja, gå til steg III
II	Er det én art som har tilbakegang?	Hvis ja, gå til tabell 6.5
III	Gitt kjent påvirkning: Er nedgangen hos sensitive art(er) dokumentert med høy eller middels pålitelighet?	Hvis nei, gå til steg IV Hvis ja, gå til tabell 6-5
IV	Bestem hvilken art med nedgang som gir mest pålitelig klassifisering	Anvend data for denne arten i tabell 6-5

Kvantitative overvåkingsdata for fisk (el-fiske og garnfiske), kan være usikre selv om undersøkelsene er korrekt gjennomført etter standard metoder. Dette kan f.eks. skyldes variable fysiske forhold under prøvafisket og at fiskens adferd vil variere etter forholdene og påvirke resultatene. Betydningen av observerte bestandsendringer vil også variere mellom bestander. Noen fiskebestander har store naturlige variasjoner i tetthet og struktur og vil være motstandsdyktige mot påvirkninger, mens andre kan være mindre fleksible og sårbare. Det kan derfor variere hva som er den riktige grensen mellom god og moderat tilstand. For å unngå unødvendig/uriktig klassifisering til moderat tilstand opererer vi i tabell 6.1 med ei fleksibel klassegrense for god/moderat tilstand basert på bestandsnedgang. Klassegrensa varierer mellom 25 og 40 % bestandsnedgang. I tabell 6.11 er det gitt retningslinjer for tilstandsvurderingen når bestandsnedgangen for fisk er mellom 25 og 40 %.

Tabell 6.10 Klassegrenser for økologisk tilstand ved bruk av prosentvis bestandsnedgang for fiskebestander. Anbefalt ordbruk ved intervju er også angitt. Pålitelighet i datagrunnlaget og usikkerhet i klassifiseringen må angis.

Artssamfunn	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Bestandsnedgang	0-10 %	10-25/40 %	25/40-60 %	60-90 %	90-100 %
Normalisert EQR	>0,8	0,8-0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	<0,2
Ordbruk ved intervju	“Somfør”	“Merkbar tilbakegang”	“Betydelig tilbakegang”	“Svært kraftig tilbakegang”	“Helt eller nesten utdødd”

Intervjuundersøkelser er en metode som har vært brukt for å skaffe kunnskap om utvikling av fiskebestander. Dette har bl.a. vært til stor nytte i forbindelse med arbeidet med forsøringsproblematikken. For å kunne utnytte slike data er svarkategoriene i intervjuundersøkelser plassert inn i klassifiseringssystemet i tabell 6.10. Data fra intervjuundersøkelser kan, eventuelt i kombinasjon med andre data, brukes for å klassifisere etter NEFI-indeksen (kap. 6.3.5).

Tabell 6.11 Retningslinjer for tilstandsvurdering ved bestandsnedgang mellom 25 og 40 %.

Bestandsnedgang	Tilstandsklasse for fisk
>40% bestandsnedgang	Moderat tilstand eller dårligere
25–40 % bestandsnedgang og data med høy eller middels pålitelighetsgrad	God tilstand når fiskebestanden er robust, har store naturlige svingninger og blir vurdert å tåle endringen, ellers: Moderat tilstand
25-40 % bestandsnedgang, data med lav pålitelighetsgrad	God tilstand dersom ingen påvirkninger er registrert med middels eller større påvirkningsgrad og andre kvalitetselementer har god eller bedre tilstand.

6.3.5 NEFI - Norsk endringsindeks for fisk

Klassifisering av kvalitetselementet fisk krever kvantitative overvåkingsdata fra minst 3 år dersom klassifiseringen skal gjøres med høy pålitelighetsgrad. For å muliggjøre klassifisering hjelp av intervjuer eller ren ekspertvurdering på grunnlag av få datapunkter, f. eks. i begynnelsen av et overvåkingsprogram, er det behov for en metode som ikke er basert på kvantitative tall for endringer i bestandsstørrelse. Bestandsstørrelse er en parameter som krever data med god pålitelighet, særlig for fiskesamfunn med flere arter. Antallsmessige dominansforhold mellom artene, den relative tettheten, er en mer robust parameter som gjør det mulig å definere en referanseverdi på grunnlag av lokal kunnskap om fiskebestanden i tidligere tider. Norsk endringsindeks for fisk (NEFI) er utviklet for å kunne utnytte slike enkle fiskedata i klassifiseringsarbeidet. Metoden kan også brukes dersom man f.eks. må sammenligne to runder med prøvefiske i samme vannforekomst.

Som grunnlag for å beregne en referansetilstand for NEFI bruker vi tre dominansklasser som et relativt mål på det innbyrdes styrkeforholdet mellom ulike fiskearter i en vannforekomst. Dette er klassene «dominant» (D), «vanlig» (V) og «sjelden» (S) (Tabell 6.12). Den relative tettheten av artene, dvs dominansforholdet mellom dem, kan leses ut av et prøvefiskemateriale. Vi bruker derfor et relativt mål i stedet for absolutte verdier. På basis av intervjuundersøkelser kan også nedgang i fangster av de vanlige artene registreres. Hvis en art beskrives som vanlig i tidligere år, men bare forekommer som sjelden i dag, kan dette tolkes som en endring i dominansklasse fra «vanlig» til «sjelden».

I mange tilfeller vil enkelte av de sjeldne artene utgjøre langt mindre enn 1 % av fangsten. Ofte er dette arter som bare av og til blir fanget eller observert, særlig i artsrike samfunn. Tenkte eksempler på hvordan dominansforhold defineres er gitt i tekstboks 6.1.

Tekstboks 6.1

Dominansforhold i ulike prøvefiskefangster

Tre tenkte eksempler på definisjon av dominansklasse på grunnlag av prøvefiskedata (tallene er fiktive). D = dominant, V = vanlig, S = sjelden.

Art	Antall	%	Dominansklasse	Art	Antall	%	Dominansklasse
1 Tre arter				3 Ni arter			
Røye	147	44	D	Aure	12	5	V
Aure	186	55	D	Abbor	46	18	V
Stingsild	3	0,9	S	Lake	2	0,8	S
2 Fem arter				Ørekyt			
Aure	56	29	D	Mort	35	14	V
Abbor	28	14	V	Gjedde	2	0,8	S
Sik	98	50	D	Steinsmett	4	2	V
Lake	1	0,5	S	Sik	102	41	D
Ørekyt	12	6	V	Lagesild	34	14	V

Tabell 6.12 Beskrivelse av dominansklasser for fiskearter i et prøvefiske.

Klasse	Beskrivelse	Andel av garnfangster ved prøvefiske
Dominant (D)	Tallmessig viktig i fiskesamfunnet	>25 %
Vanlig (V)	Vanlig i garnfangster	1-25 %
Sjelden (S)	Fanges i lite antall og ikke hver gang det fiskes	<1 %

Både garn og ulike sportsfiskeredskaper er svært selektive med hensyn til hvilke arter og størrelsesgrupper av fisk som blir fanget. I eksemplene i tekstsaks 6.1 vil f. eks. arter som stingsild, ørekyt, lake og gjedde være underrepresentert i en garnfangst i forhold til deres virkelige forekomst i lokaliteten. For de små artene kan det være aktuelt å utelukke dem fra beregningen fordi informasjon om dem ofte er svært mangelfull. Forekomst av gjedde og lake vil derimot være godt kjent selv om artene ikke opptrer så ofte i garnfangstene som man kunne vente. Kategoriplasseringen for en del arter i visse fiskesamfunn må i mange tilfelle bygge på en ekspertvurdering.

Referansetilstanden (RT) reflekterer hvilke fiskearter som fantes i en vannforekomst og deres innbyrdes dominansforhold før en eventuell miljøpåvirkning har påvirket lokaliteten. I formelen for referansetilstanden vektet de tre kategoriene dominante (D), vanlige (V) og sjeldne (S) arter med verdiene $W_D = 1,0$, $W_V = 0,75$ og $W_S = 0,50$. Referansetilstanden (RT) for

en vannforekomst er summen av disse verdiene for alle fiskearter, multiplisert med antall arter i hver kategori:

$$RT = N_D \times W_D + N_V \times W_V + N_S \times W_S \quad \text{der } N_D, N_V \text{ og } N_S \text{ er antall dominante, vanlige og sjeldne arter.}$$

Et fiskesamfunn med fem arter (eksempel 2 i tekstsaks V1), med to dominante arter, to vanlige arter og én sjelden art, får naturtilstanden: $[2 \times 1,0 + 2 \times 0,75 + 1 \times 0,50] = 4,00$. (Flere eksempler i vedlegg 6.) Dersom der er flere enn fem arter i et fiskesamfunn anbefaler vi at referansetilstanden beregnes på grunnlag av bare fem arter. Man velger da de artene som er sensitive overfor den eller de aktuelle påvirkningene (jf. tabell V1) og i tillegg de mest tallrike artene inntil man har fem arter. I eksempel 3 i tekstsaks 6.1 ville dette bli aure (sensitiv), sik (dominant), samt abbor, mort og lagesild (de mest tallrike av de vanlige artene). Verdien av RT ville da bli $[1 \times 1,0 + 4 \times 0,75] = 4,0$.

Endringsgraden og beregning av endringsindeks for fisk

Dagens tilstand for fiskesamfunnet i en vannforekomst skal vurderes i forhold til referansetilstanden. Den generelle ligningen for Norsk endringsindeks for fisk (NEFI) er:

$$NEFI = (RT - EG) / RT$$

RT er referansetilstanden, og EG er endringsgraden som består av to ledd: $EG = A_t + A_r$,

der A_t er tapte arter og A_r er reduserte arter i forhold til dominansklasse (Tabell 6.12). Ved beregning av NEFI skal endringer i fiskesamfunnet først registreres dersom arter endrer status mellom kategoriene dominant, vanlig og sjelden, slik de er definert i Tabell 6.12.

Fiskeindeksen NFI tar hensyn både til skadeomfanget i form av (i) fiskestatus, det vil si om en art er tapt eller redusert, og (ii) en vektning av de ulike artene avhengig av dominanskategori. Tapte arter får samme vekt i endringsgraden som de har i referansetilstanden, det vil si at hvis alle arter er tapt blir NEFI = 0. Arter betraktes som redusert dersom de skifter posisjon mellom kategoriene dominant, vanlig og sjelden, og deres reduksjon vektet etter tallene i Tabell 6.13.

Vurderingene som ligger til grunn for vektningen av endringene er som følger:

- Endring fra dominant til vanlig kan være resultat av naturlige svingninger, og bør ikke anses som dramatisk. Bidraget fra en art som reduseres slik at den skifter kategori ett nivå fra dominant til vanlig er derfor satt til $W_{DV} = 0,40$.

- Endring fra dominant til sjelden er derimot mer alvorlig og det kan være grunn til å frykte at det er del av en utvikling mot at artsbestanden går tapt. $W_{rDS} = 0,60$.
- Endring fra vanlig til sjelden kan også være alvorlig, men det er større sannsynlighet for at det kan være uttrykk for en naturlig variasjon. En slik endring er likevel mer alvorlig enn fra dominant til vanlig. $W_{rVS} = 0,50$.

Den generelle ligningen for endringsgraden basert på tapte eller reduserte bestander er da:

$$EG = A_t + A_r = [N_D \times W_D + N_V \times W_V + N_S \times W_S] + [N_{DV} \times W_{rDV} + N_{VS} \times W_{rVS} + N_{DS} \times W_{rDS}]$$

Der:

- N_D , N_V og N_S er antall dominante, vanlige og sjeldne arter som er tapt (jf. ligningen) N_{DV} er antall arter som endrer status fra dominant til vanlig,
- N_{VS} er antall arter som endrer status fra vanlig til sjelden,
- N_{DS} antall arter som endrer status fra dominant til sjelden, og
- N_{rD} og N_{rV} er antall henholdsvis dominante og vanlige arter som har dokumentert nedgang over tid med minst 40 %.

Praktisk eksempel på beregning av NEFI se vedlegg V6.3.5. Tabell 6.14 gir tilstandsklassen ut fra den beregnede verdien for endringsgrad.

Tabell 6.13 Vekttall for de ulike dominanskategoriene ved beregning av endringsgrad (EG, jf. ligning 4). Ved prøvefiske defineres arter som dominante (D) dersom de utgjør mer enn 25 % av antall fisk i fangsten, vanlig (V) er 1-25 %, og sjelden (S) er <1 % (se Tabell 6.9).

Dominans-kategori	Vekting for tapte bestander i Endringsgraden (EG)	Vekting for reduserte bestander i Endringsgraden	
		Endring fra D til V eller fra V til S	Endring fra D til S
Dominant art (D)	1,00	0,40	0,60
Vanlig art (V)	0,75	0,50	
Sjeldenart (S)	0,50		

Tabell 6.14 Klassegrenser for økologisk tilstand i innsjøer basert på endringsindeks for fisk (NEFI) for et fiskesamfunn. Prosedyren for beregning av verdien er beskrevet i vedlegg V6.3.

Økologisk tilstand	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Endringsgrad (NEFI)	1,0	1,0-0,95	<0,95-0,80	<0,80-0,50	<0,50-0,25	<0,25

Mer utfyllende beskrivelse av NEFI finnes i Vedlegg V6.3.5 og Sandlund m.fl. 2013.

6.3.6 Ungfisk av laksefisk i mindre og laveliggende elver og bekker

Langs kysten har Norge et stort antall bekker og små elver som ikke defineres som egne vannforekomster etter vanddirektivets definisjon (nedbørfelt mindre enn 10 km² (Direktoratsgruppa vanddirektivet 2011)). Dette er imidlertid lokaliteter som kan være viktige lokalt. Den økologiske tilstanden i de anadrome delene av slike vassdrag, som ofte er dominert av sjøaure, kan også være helt avgjørende for sjøaurebestanden i fjordområdene. I innlandet er slike små elver og bekker sidevassdrag til større elver, eller tilløp til innsjøer. De er dermed deler av større vassdrag. De krever likevel spesiell oppmerksomhet fordi de ofte betyr mye for rekrutteringen til fiskebestanden i tilstøtende større elv eller innsjø. Disse små vassdragene er sårbare overfor påvirkninger, både forurensing (avrenning av næringsalter og organisk belastning), forsuring og ulike hydromorfologiske endringer. I tillegg er slike små vassdrag både langs kysten og i innlandet i dag aktuelle i forbindelse med omfattende satsing på småkraftutbygging.

Ved datainnsamlingen bør en i tillegg til elektrofiske foreta en enkel kartlegging av habitatkvalitet for ungfisk av laksefisk (laks, aure, røye). Dette baseres på nærvær av gytesubstrat og substrat med skjulmuligheter etter følgende forenklete system:

- “Velegnet habitat” (kvalitet 3): Både godt gytehabitat og godt skjul for ungfisk til stede på avfisket område.
- “Egnet habitat” (kvalitet 2): Moderate gytemuligheter og noe skjul til stede.
- Naturlig “Mindre egnet habitat” (kvalitet 1): Verken godt gytehabitat eller godt skjul forekommer på avfisket område.

“Uegnet habitat” (kvalitet 0) for ung laksefisk finnes også under naturforhold i norske elver, men det vil i praksis svært sjelden bli gjennomført elfiske på slike områder i elver eller bekker som antas å være lite påvirket av hydromorfologiske endringer. Også mindre egnet habitat vil vanligvis bli valgt bort som elfiskestasjoner dersom bedre habitater er tilgjengelige. Inngrep i vassdraget vil derimot svært ofte føre til at både mindre egnet og uegnet habitat blir vanlig.

For å forenkle denne tilnærmingen anvender vi tetthet av ungfisk (både årsyngel og eldre ungfisk) som eneste parameter for å klassifisere til økologisk tilstand (Tabell 6.15). Det er likevel svært viktig å registrere tettheten av begge grupper (både 0+ og $\geq 1+$) slik at det i kombinasjon med habitatklassifiseringen er grunnlag for å vurdere om rekrutteringen til bestanden er i orden. Dersom en alders-/størrelsesgruppe (enten 0+ eller $\geq 1+$) mangler helt må årsaken til dette vurderes nøye. Dersom det skyldes menneskelige inngrep reduseres klassifiseringen med ett trinn (jf. tabell 6.4 i Sandlund m.fl. 2013). Selv om det er tettheten av ung laksefisk som er parameteren her er det viktig å registrere og tallfeste alle fiskearter som påtreffes under elfisket.

Tabell 6.15 Klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk. Verdiene (antall ungfisk per 100 m²) etter “habitat ikke beskrevet” gjelder der habitatdata ikke er registrert. Habitatklasse 1 er “lite egnet”, habitatklasse 2 er “egnet”, habitatklasse 3 er “velegnet”. Nærvær av flere aldersgrupper (både 0+ og $\geq 1+$ og voksenfisk) støtter en konklusjon om at bestanden er i god eller svært god tilstand. Fravær av en årsklasse man forventer å finne medfører nedklassifisering ett trinn dersom vurderingen ellers tilsier at dette skyldes menneskeskapt påvirkning. Der forventete tettheter er svært lave bør verdiene bare brukes til å skille mellom god og moderat. Etter Sandlund m.fl. 2013.

Artssamfunn	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 2		≥ 5	≤ 4		
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 2		≥ 2	<2		
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

6.4 Hydromorfologiske støtteparametere for fisk

6.4.1 Innledning

Kunnskapen om sammenhengen mellom hydromorfologiske endringer og påvirkninger på fisk begrenser seg i stor grad til laks og aure. Men også for disse artene er detaljkunnskapen begrenset og vurdering av tilstand ved hydromorfologiske påvirkninger må i stor grad baseres på ekspertvurderinger. Ekspertvurderingene må baseres på en god beskrivelse av de hydromorfologiske endringene og kunnskap om den sannsynlige effekten av slike endringer. Dersom det foreligger biologiske undersøkelser kan disse brukes til før/etter vurderinger og supplere og øke kvaliteten på ekspertvurderingene.

For alle vannkategoriene opererer vannforskriften hydromorfologiske kvalitetselementer, også kalt støtteelementer.

For elver er kvalitetselementene:

- hydrologisk regime,
- elvas kontinuitet og
- morfologiske forhold.

For innsjøer:

- hydrologisk regime
- morfologiske forhold.

I det norske klassifiseringssystemet mangler vi fortsatt klassifiseringssystemer for flere av de hydromorfologiske kvalitetselementene. I dette kapitlet presenterer vi noen klassifiseringsmetoder for som er relatert til effekter av hydromorfologiske endringer på fisk. Derfor presenteres de i hovedkapitlet for klassifisering av fisk.

6.4.2 Hydrologisk regime i elv

Flere undersøkelser tyder på at fisketettheten (antall eller biomasse per arealenhet vanndekt areal) på minstevannføringsstrekninger ikke er særlig forskjellig fra tettheten som ble registrert før vassdraget ble regulert, men at den totale bestanden er redusert fordi vanndekt areal er redusert. Det er imidlertid viktig å huske at effekten i form av redusert vanndekt areal som følge av redusert vannføring varierer mye med elvekanalens form.

I slike tilfeller er støtteparameteren minste vanndekte areal i en periode på minimum syv dager om vinteren trolig den mest relevante for fisk, men også tidspunkt for redusert vannføring om høsten er en viktig faktor. Det kan også stilles spørsmål om kortere perioder, f. eks. ett døgn med minimumsvannføring, vil være en bedre parameter, men vi har valgt å klassifisere etter minimum 7-døgns middelvannføring (tabell 6.16). Som grunnlag for klassifiseringen skal endringen i forhold til en referansetilstand brukes, og man må derfor kjenne referansetilstanden for både syvdøgns minimum vanndekt areal om vinteren og forløpet i vannføring om høsten for å kunne bedømme hvor mye dagens situasjon avviker fra dette. Ved praktisk elfiske kan det derfor være nyttig å bedømme vanndekt areal på elfiskestasjonene, å gjøre et overslag over hvor stor reduksjonen har vært i forhold til naturlig vannstand på den samme tiden på året (se $A_{nå}/A_{før}$ i Tabell 6.16). Selv om dette også blir et unøyaktig mål på reduksjon i vanndekt areal er fordelene med et slikt overslag at det i et hvert fall vil gjelde for den konkrete lokaliteten der elfisket foregår.

Tabell 6.16 Tilstandsvurdering basert på støtteparameteren vannføring og vanddekt areal. Vannføring: minimum 7-døgns middel i vannføring om vinteren og sommeren i regulerte elver (Q_{minreg}) i forhold til naturlig vannføring (Q_{minnat}): $Q_{\text{minreg}} / Q_{\text{minnat}}$. Vanddekt areal viser til overslag som gjøres på elfiskestasjoner ($A_{\text{før}}$ er anslått areal ved naturlig vannføring, $A_{\text{nå}}$ er areal ved elfiskeanledningen).

Belastningsgrad	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
$Q_{\text{minreg}} / Q_{\text{minnat}}$ Vinter	>0,80	0,80 ->0,60	0,60 ->0,40	0,40 ->0,25	≤0,25
$Q_{\text{minreg}} / Q_{\text{minnat}}$ Sommer	>0,70	0,70 ->0,50	0,50 ->0,30	0,30 ->0,20	0
$A_{\text{nå}} / A_{\text{før}}$	>0,90	0,90 - 0,75	0,75 - 0,50	0,50 - 0,10	<0,10

6.4.3 Elvas kontinuitet

Innledning

Fisk i elver vandrer over kortere eller lengre strekninger gjennom sitt livsløp. Vandringene er artsspesifikke og hos noen arter finnes både vandrende og stasjonære bestander. Vandrende bestander kan ha lange gytevandring fra oppvekst- og beiteområder til egnede gyteområder i elver uten naturlige fysiske vandringshindre. Dette gjelder f.eks. aure og harr, i tillegg til de anadrome fiskebestandene som kan ha lange vandringene både i sjø og elver.

Så vel i naturlige vannforekomster som i sterkt modifiserte peker vannforskriften og vanddirektivet på at elvas kontinuitet skal sikre vandring og spredning for akvatisk arter slik at gyte- og oppvekstforhold sikres. Det kan være verdt å merke seg at i store deler av Europa har vanddirektivet ført til en betydelig økt fokus på de langt vandrende fiskebestandene og på å restaurere og gjenskape vandringsvegene for fisk i elvene.

Når det gjøres fysiske inngrep i vassdrag eller vannføringsforholdene endres etter en kraftutbygging kan vandringsmulighetene endres. Det kan skapes nye vandringshindere som blokkerer for all vandring eller elvestrekninger kan bli vanskeligere å passere enn de var under naturlige vannføringsforhold. I dette kapitlet presenterer vi en metode som kan brukes til å vurdere tilstand for det hydromorfologiske kvalitetselementet elvas kontinuitet basert på effekten på fiskebestander.

Vandringshinder for fisk i elver - Bakgrunn

Ulike topografiske variabler blir benyttet til å beskrive enkle fysiske hindringer for fisk, og evaluere mulighetene for om et hinder kan forseres. Nøkkelforhold er høyden på fossen og dybden på nedenforliggende høle og forholdet mellom de to variablene. Det finnes imidlertid ingen standard eller enkel protokoll som tillater å kalkulere de topografiske nøkkelparametrene. Det må derfor foretas en viss skjønnsmessig vurdering av de aktuelle elvestrekningene og hvor de kritiske grensene skal settes. Mange steder er en vannstreng svært komplisert, med vekslende mellom fosser og stryk og der fosser går over i stryk. Dette kompliserer grensesettingen ytterligere.

Tabell 6.17 Kritiske verdier for forholdet vanddyb og fallhøyde, samt helling og kritisk svømme-hastighet på strykstrekninger hos noen fiskearter i forhold til størrelse funnet litteraturen. For mer utførlig beskrivelse se Glover m. fl. (2008).

Art	Størrelse / alder	Foss		Stryk	
		Forholdet vanddyb/fallhøyde	Fallhøyde (m)	Helling (%)	Kritisk svømme-hastighet (m/sek)
Laks	< 15 cm	>0,30	0,30	20	1,0
Laks	> 55 cm	>0,30	3,00	25	2,0
Aure	< 15 cm	>0,30	0,30	20	0,8
Aure	15-25 cm	>0,30	0,60	25	-
Aure	>55 cm	>0,30	2,00	25	1,8
Harr	Ungfisk	>0,30	-	-	-
Harr	Voksen	>0,37	1,0	15	-
Ørekyt	5,0-6,4 cm	-	0,18	-	0,10
Ørekyt	6,5-7,9 cm	-	0,24	-	0,14
Ørekyt	> 8,0 cm	-	0,27	-	0,34

Systemet for å angi tilstandsklasser ut fra kriterier for påvirkning av ulike vandringshindrer er basert på et system utviklet i Sverige, men videreutviklet med spesiell tanke på det store antallet anadrome vassdrag i Norge, med mange former for naturlige og kunstige vandringshindrer. Først er det etablert et sett kriterier som definerer hva som kan telle som et vandringshinder av betydning for økologien (Tabell 6.17).

Fragmentering og menneskeskapt barrierer

Fragmentering av vassdragsstrengen skjer når det etableres dammer eller andre fysiske inngrep som stopper eller reduserer fiskens frie vandring i vassdraget, enten det gjelder vandringer i elva, mellom innsjø og elv eller mellom sjø og ferskvann. Fri vandring betyr både opp- og nedvandring.

Fragmentering fører til at fiskebestander mister adgang til viktige habitater i hele eller deler av livssyklus slik at bestander kan bli kraftig redusert, forsvinne helt eller få store genetiske endringer. Det er også ulikt hvordan forskjellige fiskearter påvirkes, og i norsk sammenheng vil det være naturlig å konsentrere seg om ål, aure, sjøaure, harr, laks, sjørøye, innsjørøye og elvegytende sik.

Vurderingen av vandringshindre og -barrierer gjøres på grunnlag av to parametere: fragmenteringsgrad (FG) og barriereeffekt (BE). Fragmenteringsgrad beregnes ut fra hvor mange fragmenter de kunstige vandringshindrene/ barrierene har delt opp den naturlig ufragmenterte strekningen (L) i, dvs. gjennomsnittslengden på fragmentene delt på L.

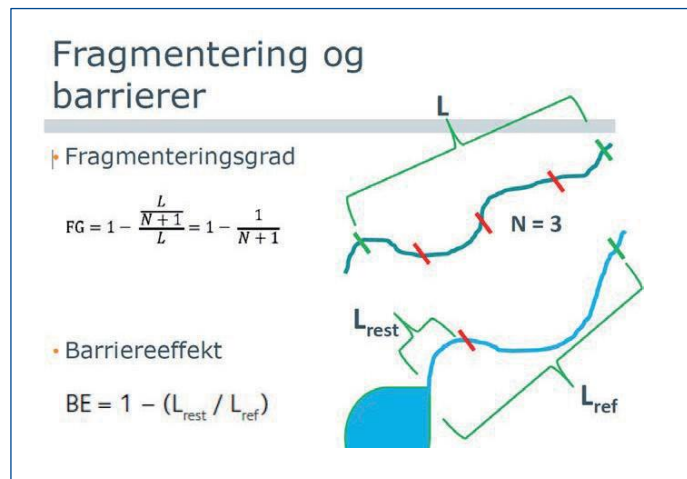
$$FG = 1 - \frac{L}{N+1} = 1 - \frac{1}{N+1}$$

N er antall vandringshindre på strekningen L, og N+1 er antall fragmenter L er delt opp i. FG vil ha en verdi mellom 0 (ufragmentert) og tilnærmet 1 (svært fragmentert).

Barriereeffekt beskriver i hvilken grad livsviktige habitater for bestandens overlevelse er blitt utilgjengelige gjennom menneskelig aktivitet, og er vanligvis aktuell som parameter for fisk som vandrer mellom sjø eller innsjø og gyteplasser i elv (dvs. laks, innsjø- og sjøaure, og sjørøye). I tilfeller der en har god kunnskap om viktige habitater, er parameteren også relevant innen elver. Barriereeffekt (BE) beskrives da som andelen av potensielt tilgjengelig gyteelv (L_{ref}) som er blitt utilgjengelig ved menneskeskapte inngrep.

$$BE = 1 - (L_{rest} / L_{ref})$$

der L_{rest} er avstand fra innsjø eller fjord (eller overvintrings- eller sommerhabitat) til første kunstige vandringsbarriere. Det kan være stor forskjell mellom fiskearter og -størrelser mht. hvilke strukturer som fungerer som en barriere mot vandring.



Figur 6.1 Illustrasjon av fragmenteringsgrad og barriereeffekt. Fra Sandlund et. al (2013).

Tabell 6.18 Klassegrenser for påvirkningsfaktorene fragmenteringsgrad (FG) og barriereeffekt (BE).

Belastningsgrad	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
FG		0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	>0,8
BE		0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	>0,8

6.4.4 Regulerte innsjøer

Klassegrenser for støtteparameteren reguleringshøyde i forhold til fisk er gitt i tabell 6.19. Dette er basert på viktige næringsdyr i høyfjellsmagasiner (jf. Tabell 6.20), og antyder en grense mellom «God» og «Moderat» tilstand på 5 m differanse mellom HRV og LRV. Dette er betinget av en tradisjonell årstidsvariasjon, magasinutfylling før klekking av skjoldkrepseegg, og at gytearealer i innsjøen eller i tilløpsbekker ikke ødelegges eller sperres av. Et tentativt forslag basert på forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp er også gitt i tabell 6.19.

Tabell 6.19 Indikative klassegrenser for påvirkningsfaktoren innsjøregulering for fisk som kvalitetselement, dvs. reguleringshøyde (HRV minus LRV), og forholdet mellom reguleringshøyde (RH) og siktedyp (SD).

Belastningsgrad	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
RH = HRV – LRV	<1 m	1-5 m	5-8 m	8-12m	>12 m
RH / (2xSD)	<0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	>0,8

Tabell 6.20 Tålegrense for viktige næringsdyr for fisk i reguleringsmagasiner (Rognerud & Brabrand 2010).	
Gruppe	Tålegrense mht. reguleringshøyde
Marflo	6 m
Snegl	8 m
Vårfluelarver	10-12 m
Fjærmygg	Tålegrense ikke påvist
Skjoldkreps	Tålegrense ikke påvist, tidspunkt for fylling om våren/forsommeren er avgjørende
Linsekreps	Tålegrense ikke påvist
<i>Bythotrephes</i>	Tålegrense ikke påvist
<i>Daphnia</i> sp.	Tålegrense ikke påvist

Tabell 6.21 Noen sentrale begreper vedrørende fisk og vannforskriften.	
Allopatrisk	Som lever atskilt, f.eks. røye i en innsjø, aure i en annen
Sympatrisk	Samlevende, f.eks. røye og aure sammen i samme innsjø
Oppdrettsratio (OR)	For aure: forholdet mellom tilgjengelig areal for gyting og oppvekst i rennende vann (i m ²) og innsjøens areal (i hektar)
Referansetilstand	Tilstanden for fiskebestanden i vannforekomsten i en situasjon der det har vært og er liten menneskelig påvirkning
Lokalitetsspesifikk referansetilstand	Referansetilstand definert for den aktuelle vannforekomsten
Typespesifikk referansetilstand	Felles referansetilstand definert alle vannforekomster av den aktuelle vanntypen
Oversiktsgarn	Fiskegarn der flere paneler med ulike maskevidder monterert sammen i ett garn, f.eks. Nordiske oversiktsgarn
Økologiske former	Flere former av én fiskeart som lever i samme innsjø, med forskjeller i f.eks. livshistorie, diett og habitatbruk

7 Fysisk-kjemiske støtteparametere i innsjøer og elver

7.1 Forsuring

For klassifisering etter pH og ANC er vanntypene «svært kalkfattige» (<1,0 mg Ca/l) inndelt i 4 undertyper, a, b, c og d, etter kalsiumkonsentrasjon (tabell 7.1). Klassifiseringssystemet for labilt aluminium (LAI, UM-Al) skiller ikke mellom undertypene. Mer bakgrunnstekst om datagrunnlag og analyser finnes i vedlegg V7.

Tabell 7.1 Inndeling av «Svært kalkfattige» vanntyper i undertyper basert på kalsiumkonsentrasjon og humusinnhold.			
Vanntype nr (elv og innsjø)	Kalsium (mg Ca/l)	Humus (mg Pt/l)	TOC (mg C/l)
(Log R) 101a, 201a, 301a	<0,25	<10	<2
(Log R) 101b, 201b, 301b	0,25-0,5	<10	<2
(Log R) 101c, 201c, 301c	0,5-0,75	<10	<2
(Log R) 101d, 201d, 301d	0,75-1	<10	<2
(Log R) 102a, 202a, 302a	<0,25	10-30	2-5
(Log R) 102b, 202b, 302b	0,25-0,5	10-30	2-5
(Log R) 102c, 202c, 302c	0,5-0,75	10-30	2-5
(Log R) 102d, 202d, 302d	0,75-1	10-30	2-5
(Log R) 103a, 203a, 303a	<0,25	30-90	5-15
(Log R) 103b, 203b, 303b	0,25-0,5	30-90	5-15
(Log R) 103c, 203c, 303c	0,5-0,75	30-90	5-15
(Log R) 103d, 203d, 303d	0,75-1	30-90	5-15

7.1.1 pH i innsjøer og elver uten anadrom fisk

Typespesifikke referanse- og grenseverdier for innsjøer og elver uten laks er angitt i tabell 7.2. Alle grenseverdier gjelder årsmiddelverdi. For innsjøer er årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. For elver er dette basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter).

I en innsjø som har vært utsatt for forsuring over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om pH er bedre enn G/M grensen. System for pH i anadrome elvestrekninger er under utvikling.

Tabell 7.2 Grenseverdier for pH i Innsjøer og elvestrekninger uten anadrom fisk. a) Absolutt verdier for pH.										
Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type-beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	pH (absolutte verdier)					
					Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L101a, L201a, L301a	R101a, R201a, R301a	Svært kalkfattig, svært klar	<0,25	<2	5,9	6,1-5,7	5,7-5,4	5,4-4,9	4,9-4,7	<4,7
L101b, L201b, L301b	R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	6,4	6,6-6,1	6,1-5,7	5,7-5,1	5,1-4,8	<4,8
L101c, L201c, L301c	R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	6,6	6,7-6,3	6,3-5,9	5,9-5,3	5,3-4,9	<4,9
L101d, L201d, L301d	R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	6,7	6,8-6,5	6,5-6,2	6,2-5,5	5,5-5,0	<5,0
L102a, L202a, L302a	R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25	2-5	5,1	5,3-5,0	5,0-4,8	4,8-4,6	4,6-4,5	<4,5
L102b, L202b, L302b	R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	5,8	6,2-5,1	5,1-4,9	4,9-4,7	4,7-4,6	<4,6
L102c, L202c, L302c	R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	6,3	6,5-5,8	5,8-5,1	5,1-4,8	4,8-4,6	<4,6
L102d, L202d, L302d	R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	6,5	6,7-6,2	6,2-5,6	5,6-5,0	5,0-4,7	<4,7
L103a, L203a, L303a	R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25	5-15	4,8	5,0-4,7	4,7-4,6	4,6-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103b, L203b, L303b	R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	5,0	5,6-4,7	4,7-4,6	4,6-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103c, L203c, L303c	R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	5,4	6,1-4,8	4,8-4,7	4,7-4,5	4,5-4,4	<4,4
L103d, L203d, L303d	R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	6,1	6,4-5,3	5,3-5,0	5,0-4,7	4,7-4,5	<4,5
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svær klar	1-4	<2	7,0	7,3-6,7	6,7-6,1	6,1-5,7	5,7-5,1	<5,1
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	7,0	7,3-6,6	6,6-5,9	5,9-5,2	5,2-4,9	<4,9
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	6,8	7,2-6,2	6,2-5,6	5,6-4,9	4,9-4,6	<4,6

Tabell 7.2 b) EQR-verdier for pH i innsjøer/elver uten anadrom fisk:									
Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	EQR				
					Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
L101a, L201a, L301a	R101a, R201a, R301a	Svær kalkfattig, svært klar	<0,25	<2	1	0,97	0,92	0,83	0,80
L101b, L201b, L301b	R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	1	0,95	0,89	0,80	0,75
L101c, L201c, L301c	R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	1	0,95	0,89	0,80	0,74
L101d, L201d, L301d	R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	1	0,97	0,93	0,82	0,75
L102a, L202a, L302a	R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25	2-5	1	0,98	0,94	0,90	0,88
L102b, L202b, L302b	R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	1	0,88	0,84	0,81	0,79
L102c, L202c, L302c	R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	1	0,92	0,81	0,76	0,73
L102d, L202d, L302d	R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	1	0,95	0,86	0,77	0,72
L103a, L203a, L303a	R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25	5-15	1	0,98	0,96	0,94	0,92
L103b, L203b, L303b	R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	1	0,94	0,92	0,90	0,88
L103c, L203c, L303c	R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	1	0,89	0,87	0,83	0,74
L103d, L203d, L303d	R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	1	0,87	0,82	0,77	0,74
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svær klar	1-4	<2	1	0,96	0,87	0,81	0,73
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	1	0,94	0,84	0,74	0,70
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	1	0,91	0,82	0,72	0,68

7.1.2 Vannets syrenøytraliserende kapasitet ANC - innsjøer og elver uten laks

Typespesifikke referanse- og grenseverdier for innsjøer og elver uten laks er angitt i tabell 7.3. Alle grenseverdier gjelder årsmiddelverdi. For innsjøer er dette årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. For elver er dette basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter). I en vannforekomst som har vært utsatt for forurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere

grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAl selv om ANC er bedre enn G/M grensen. Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret. Eventuelt mer forsursingsfølsomme organismer vil kreve strengere klassegrenser. I slike tilfeller foreslås å bruke grenseverdiene presentert i tabell 7.4.

Tabell 7.3 Referanseverdier og klassegrenser for ANC – innsjøer og elver uten anadrom fisk. a) Absolutt verdier ANC:										
Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type-beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	ANC (absolutte verdier)					
					Ref. verdi	Svært god	God	Mod-erat	Dårlig	Svært dårlig
L101a, L201a, L301a	R101a, R201a, R301a	Svært kalkfattig, svært klar	<0,25	<2	10	15-5	5-0	0--10	-10--20	< -20
L101b, L201b, L301b	R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	25	40-15	15-5	5--5	-5--15	< -15
L101c, L201c, L301c	R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	40	50-25	25-10	10-0	0--10	< -10
L101d, L201d, L301d	R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	55	70-40	40-20	20-5	5--5	< -5
L102a, L202a, L302a	R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25	2-5	15	20-10	10-5	5--5	-5--10	< -15
L102b, L202b, L302b	R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	30	45-15	15-10	10-0	0--10	< -10
L102c, L202c, L302c	R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	45	60-30	30-15	15-5	5--5	< -5
L102d, L202d, L302d	R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	60	80-40	40-25	25-10	10-0	< 0
L103a, L203a, L303a	R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25	5-15	20	25-15	15-10	10-0	0--10	< -10
L103b, L203b, L303b	R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	35	50-20	20-15	15-5	5--5	< -5
L103c, L203c, L303c	R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	50	70-30	30-20	20-10	10-0	< 0
L103d, L203d, L303d	R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	65	80-40	40-30	30-15	15-5	< 5
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svær klar	1-4	<2	90	200-60	60-20	20-10	10-0	< 0
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	125	220-70	70-30	30-15	15-5	< 5
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	125	220-70	70-30	30-15	15-5	< 5

b) EQR-verdier ANC i innsjøer og elver uten anadrom fisk:									
Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	ANC (EQR)				
					Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
L101a, L201a, L301a	R101a, R201a, R301a	Svær kalkfattig, svært klar	<0,25	<2	1	0,95	0,91	0,82	0,73
L101b, L201b, L301b	R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	1	0,92	0,84	0,76	0,68
L101c, L201c, L301c	R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	1	0,89	0,79	0,71	0,64
L101d, L201d, L301d	R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	1	0,90	0,77	0,68	0,61
L102a, L202a, L302a	R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25	2-5	1	0,96	0,91	0,83	0,74
L102b, L202b, L302b	R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	1	0,88	0,85	0,77	0,69
L102c, L202c, L302c	R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	1	0,90	0,79	0,72	0,66
L102d, L202d, L302d	R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	1	0,88	0,78	0,69	0,63
L103a, L203a, L303a	R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25	5-15	1	0,96	0,92	0,83	0,75
L103b, L203b, L303b	R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	1	0,89	0,85	0,78	0,70
L103c, L203c, L303c	R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	1	0,87	0,80	0,73	0,67
L103d, L203d, L303d	R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	1	0,85	0,79	0,70	0,64
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svær klar	1-4	<2	1	0,84	0,63	0,58	0,53
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	1	0,76	0,58	0,51	0,47
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	1	0,76	0,58	0,51	0,47

7.1.3 Vannets syrenøytraliserende kapasitet ANC – anadrome elvestrekninger

Typespesifikke referanse- og grenseverdier for elver med laks og potensielle laksevassdrag er angitt i tabell 7.4. Alle grenseverdier gjelder årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter). I en elv som har vært utsatt for forurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om ANC er bedre enn G/M grensen. Klassegrensene er representative for laks (ved at vannkvaliteten i elva påvirker sjøoverlevelse av smolt). For vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag foreslås å bruke grenseverdier presentert i tabell 7.3.

Tabell 7.4 Referanseverdier og klassegrenser for ANC – anadrome elvestrekninger. a) Absolutt verdier ANC:									
Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet på anadrome elvestrekninger, (µekv/l)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R101a, R201a, R301a	Svært kalkfattig, svært klar	<0,25	10	15-5	5				
R101b, R201b, R301b		0,25-0,5	<2	30	40 - 20	20 - 15	15 - 5	5 - -5	< -5
R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	40	55 - 25	25 - 20	20 - 10	10 - 0	< 0
R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	55	70 - 40	40 - 30	30 - 15	15 - 5	< 5
R102a, R202a, R302a	Svært kalkfattig, klar	<0,25							
R102b, R202b, R302b		0,25-0,5	2-5	35	45 - 25	25 - 20	20 - 10	10 - 0	< 0
R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	45	60 - 30	30 - 25	25 - 15	15 - 5	< 5
R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	60	80 - 40	40 - 35	35 - 20	20 - 10	< 10
R103a, R203a, R303a	Svært kalkfattig, humøs	<0,25							
R103b, R203b, R303b		0,25-0,5	5-15	40	45 - 35	35 - 25	25 - 15	15 - 5	< 5
R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	50	60 - 40	40 - 30	30 - 20	20 - 10	< 10
R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	65	80 - 50	50 - 40	40 - 25	25 - 15	< 15
R104, R204, R304	Kalkfattig, svært klar	1-4	<2	90	200 - 60	60 - 40	40 - 20	20 - 10	< 10
R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	125	220 - 70	70 - 40	40 - 25	25 - 15	< 15
R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	125	220 - 70	70 - 40	40 - 25	25 - 15	< 15

b) EQR-verdier ANC:								
Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet på anadrome elvestrekninger, (EQR)				
				Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
R101b, R201b, R301b	Svært kalkfattig, svært klar	0,25-0,5	<2	1	0,92	0,88	0,81	0,73
R101c, R201c, R301c		0,5-0,75	<2	1	0,89	0,86	0,79	0,71
R101d, R201d, R301d		0,75-1	<2	1	0,90	0,84	0,74	0,68
R102b, R202b, R302b	Svært kalkfattig, klar	0,25-0,5	2-5	1	0,93	0,89	0,81	0,74
R102c, R202c, R302c		0,5-0,75	2-5	1	0,90	0,86	0,79	0,72
R102d, R202d, R302d		0,75-1	2-5	1	0,88	0,84	0,75	0,69
R103b, R203b, R303b	Svært kalkfattig, humøs	0,25-0,5	5-15	1	0,96	0,89	0,82	0,75
R103c, R203c, R303c		0,5-0,75	5-15	1	0,93	0,87	0,80	0,73
R103d, R203d, R303d		0,75-1	5-15	1	0,91	0,85	0,76	0,70
R104, R204, R304	Kalkfattig, svær klar	1-4	<2	1	0,84	0,74	0,63	0,58
R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	2-5	1	0,76	0,62	0,56	0,51
R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	1	0,76	0,62	0,56	0,51

Klassegrensene er representative for laks. Grenseverdiene er ikke representative for turbide vann typer, men kan ellers brukes for både vann med stabil aluminiumskjemi og for vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.).

7.1.4 Potensielt giftig aluminium - innsjøer og elver

Typespesifikke referanse- og grenseverdier for innsjøer og elver uten laks er angitt i tabell 7.6 mens tilsvarende for anadrome elver er angitt i tabell 7.7. Alle grenseverdier gjelder høyeste verdi målt gjennom sesongen. For innsjøer er dette basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. For elver er dette basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter). Ved klassifisering er det viktig at grensene knyttes til analyseprotokoll. Grenseverdiene er basert på at analysene er utført ved hjelp av pyrechatecol-violet metoden. Konsentrasjonen av LAI kan være uriktig bestemt hvis pH og temperatur endres i vannprøven etter prøvetaking (Kroglund m.fl., 2001a, b). Klassegrensene er representative for hhv. innsjølevende ørret (tabell 7.6) og laks (tabell 7.7) og er derfor antatt også å tilfredsstille kravene til andre forsurningsfølsomme organismer. Grenseverdiene er ikke representative for målinger i vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.). I slike tilfeller bør målinger av gjelle-Al benyttes (se tabell 7.5).

Tabell 7.5 Klassegrenser for aluminium på gjeller av laks.

Stadium	Referanseverdi	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Lakseparrr	<100	100	200	400	800
Laksesmolt	<10	10	30	60	150

Tabell 7.6 Referanseverdier og klassegrenser for potensielt giftig aluminium (LAI, UM-Al) i innsjøer og elver uten anadrom fisk.

a) Absolutt verdier LAI/UM-Al:

Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	LAI/UM-Al i innsjøer/elver uten laks, (µg/l)					
					Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L101, L201, L301	R101, R201, R301	Svær kalkfattig, svært klar	<1	<2	2,5	0 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40	>40
L102, L202, L302	R102, R202, R302	Svært kalkfattig, klar	<1	<2	2,5	0 - 5	5 - 15	15 - 25	25 - 60	>60
L103, L203, L303	R103, R203, R303	Svært kalkfattig, humøs	<1	<2	2,5	0 - 5	5 - 20	20 - 30	30 - 60	>60
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svært klar	1-4	5-15	2,5	0 - 5	5 - 30	30 - 65	65 - 95	>95
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	5-15	2,5	0 - 5	5 - 30	30 - 65	65 - 95	>95
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	2,5	0 - 5	5 - 30	30 - 65	65 - 95	>95

b) NB EQR-verdier LAI/UM-Al:

Innsjøtype (nr)	Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	LAI/UM-Al i innsjøer/elver uten laks, (EQR)				
					Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
L101, L201, L301	R101, R201, R301	Svær kalkfattig, svært klar	<1	<2	1	0,50	0,25	0,13	0,06
L102, L202, L302	R102, R202, R302	Svært kalkfattig, klar	<1	<2	1	0,50	0,17	0,10	0,04
L103, L203, L303	R103, R203, R303	Svært kalkfattig, humøs	<1	<2	1	0,50	0,13	0,08	0,04
L104, L204, L304	R104, R204, R304	Kalkfattig, svært klar	1-4	5-15	1	0,50	0,08	0,04	0,03
L105a, L105b, L205, L305	R105, R205, R305	Kalkfattig, klar	1-4	5-15	1	0,50	0,08	0,04	0,03
L106, L206, L306	R106, R206, R306	Kalkfattig, humøs	1-4	5-15	1	0,50	0,08	0,04	0,03

Tabell 7.7 Referanseverdier og klassegrenser for potensielt giftig aluminium (LAI, UM-Al) i anadrome elver (samme verdi for alle forsureningsfølsomme elvetyper (anadrom strekning omfatter kun lavland og skog). a) Absolutt verdier LAI/UM-Al:

Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	LAI/UM-Al på anadrome elvestrekninger, (µg/l)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R101, R102, R103, R104, R105, R106, R201, R202, R203, R 204, R205, R206	Svært kalkfattige/ kalkfattige, klare og humøse elver i lavland/ skog	<4	<15	2,5	<5	5- 10	10-20	20-40	>40

b) NB EQR-verdier LAI/UM-Al:

Elvetype (nr)	Type beskrivelse	Kalsium (mg Ca/l)	TOC (mg C/l)	LAI/UM-Al på anadrome elvestrekninger, (µg/l)					
				Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD	
R101, R102, R103, R104, R105, R106, R201, R202, R203, R 204, R205, R206	Svært kalkfattige/ kalk fattige, klare og humøse elver i lavland/ skog	<4	<15	1	0,50	0,25	0,13	0,06	

7.2 Eutrofiering

7.2.1 Totalt fosfor i innsjøer

Klassegrensene for totalt fosfor (Tot-P) for innsjøer (Tabell 7.7) er basert på korrelasjoner med nordiske planteplanktondata fra interkalibreringen fase 2 (som var ferdig i desember 2011 og godkjent i 2013). For de kalkfattige humøse vanntypene (L-N3a og L-N6a) er klassegrensene fra 2009 veilederen beholdt. Disse er basert på korrelasjoner mot klorofyll a, mens de nye korrelasjonene som inkluderer artssammensetning og biovolum i tillegg til klorofyll er usikre for disse vanntypene pga problemalgen *Gonyostomum semen*, som kan ha høy biomasse i lite påvirkede humøse innsjøer. For fjellsjøer (L-N7) er det ikke gjort noen endringer i forhold til veilederen fra 2009 fordi det mangler biologiske data for slike innsjøer. Det antas at humøse fjellsjøer har noe mer fosfor og dermed noe mer planteplankton i naturtilstand enn klare fjellsjøer, tilsvarende forskjellen mellom humøse og klare innsjøer i skog. Klassegrenser for humøse fjellsjøer (norsk type 22 og 25) er foreslått ut fra denne antagelsen. EQR grensene for hver klasse er omtrent like på tvers av alle vanntypene, noe som sikrer at god/moderat grensen har samme avstand fra naturtilstand uavhengig av vanntype. Alle grenseverdier gjelder middel-verdi av prøver målt gjennom vekstsesongen, fortrinnsvis seks prøver. Prøvene må være analysert med Norsk standard metode NS 4725.

Tabell 7.8 Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – innsjøer. a) Absoluttverdier								
N-GIG-type	Innsjø-type (nr)*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i innsjøer (µg/L)					
			Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	4	1 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 40	>40
L-N2b	L105b	Dyp, klar, kalkfattig, lavland	3	1 - 4	4 - 9	9 - 16	16 - 38	>38
L-N3a	L106, L208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	6	1 - 11	11 - 16	16 - 30	30 - 55	>55
L-N1	L107 , L109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	6	1 - 10	10 - 17	17 - 26	26 - 42	>42
L-N8a	L108 , L110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	7	1 - 13	13 - 20	20 - 39	39 - 65	>65
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (ellers svært kalkfattig i lavland)	3	1 - 5	5 - 10	10 - 17	17 - 36	>36
L-N6a	L103, L203, L206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	5	1 - 9	9 - 13	13 - 24	24 - 45	>45
L-N7	L301, L302, L304, L305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	2	1 - 3	3 - 5	5 - 11	11 - 20	>20
n.a.	L303, L306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	3	1 - 5	5 - 8	8 - 15	15 - 30	>30

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

7.8b) EQR-verdier								
N-GIG-type	Innsjøtype (nr)*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i innsjøer, EQR					
			Ref. verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig	
L-N2a	L104, L105a, L207	Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	1	0,57	0,36	0,20	0,10	
L-N2b	L105b	Dyp, klar, kalkfattig, lavland	1	0,75	0,33	0,19	0,08	
L-N3a	L106, L208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	1	0,55	0,38	0,20	0,11	
L-N1	L107 , L109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	1	0,60	0,35	0,23	0,14	
L-N8a	L108 , L110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	1	0,54	0,35	0,18	0,11	
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	1	0,60	0,30	0,18	0,08	
L-N6a	L103, L203, L206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	1	0,56	0,38	0,21	0,11	
L-N7	L301, L302, L304, L305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	1	0,67	0,40	0,18	0,10	
n.a.	L303, L306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	1	0,60	0,38	0,20	0,10	

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

7.2.2 Totalt fosfor i elver (unntatt leirvassdrag).

Klassegrensene for totalt fosfor i elver (Tabell 7.8) er justert i forhold til fosforgrensene for innsjøer for sammenlignbare vanntyper ut fra samme beregningsmetode som er brukt i veilederen fra 2009, se for øvrig NIVA-rapport 5708-2008. Klassegrensene er sjekket mot dose-respons-kurver for interkalibrerte biologiske indekser for begroingsalger (PIT) og bunndyr (ASPT), som gir G/M grenser for Tot-P mellom 15 og 22 µg/l. Dataene som er brukt i disse indeksene antas å være dominert av kalkfattige, klare elver. Klassegrensene for de kalkfattige, klare elvene i Tabell 7.8 stemmer derfor godt overens med G/M grensene basert på biologiske kvalitetselementer. For kalkrike og humøse elver er klassegrensene noe høyere (G/M mellom 24 og 29 µg/l), noe som er rimelig da naturtilstand for Tot-P øker med økende kalkinnhold og humusinnhold. Dette kan vi imidlertid ennå ikke verifisere med biologiske data. EQR grensene for hver klasse er omtrent like på tvers av alle vanntypene, noe som sikrer at god/moderat grensen har samme avstand fra naturtilstand uavhengig av vanntype.

Tabell 7.9a) Referanseverdier og klassegrenser for Total fosfor – elver. a) Absoluttverdier.								
N-GiG-type	Elvetype*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i elver (µg/ L)					
			Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
R-N2	R104, R105, R207	Klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	6	1 - 11	11 - 17	17 - 30	30 - 60	>60
R-N3	R106, R208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	9	1 - 17	17 - 24	24 - 45	45 - 83	>83
R-N1, R-N4	R107 , R109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	9	1 - 15	15 - 25	25 - 38	38 - 65	>65
n.a.	R108 , R110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	>98
R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (ellers svært kalkfattig i lavland)	5	1 - 8	8 - 15	15 - 25	25 - 55	>55
R-N9	R103, R203, R206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	8	1 - 13	13 - 20	20 - 36	36 - 68	>68
R-N7	R301, R302, R305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	3	1 - 5	5 - 8	8 - 17	17 - 30	>30
n.a.	R303, R306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	5	1 - 8	8 - 12	12 - 25	25 - 40	>40

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

For leirvassdrag, norsk elvetype R111, se kapittel 7.2.5. For elver bør klassifiseringen baseres på middelverdi av månedlige målinger gjennom hele året etter fjerning av prøver tatt under flom-episoder. Prøvene må være analysert med Norsk standard metode NS 4725.

Tabell 7.9 b) EQR-verdier.							
N-GIG-type	Elvetype*	Beskrivelse	Total Fosfor (Tot-P) i elver, EQR				
			Ref. verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
R-N2	R104, R105, R207	Klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	1	0,55	0,35	0,20	0,10
R-N3	R106, R208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	1	0,53	0,38	0,20	0,11
R-N1, R-N4	R107 , R109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	1	0,60	0,36	0,24	0,14
n.a.	R108 , R110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	1	0,55	0,38	0,19	0,11
R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (ellers svært kalkfattig i lavland)	1	0,63	0,33	0,20	0,09
R-N9	R103, R203, R206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	1	0,62	0,40	0,22	0,12
R-N7	R301, R302, R305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	1	0,60	0,38	0,18	0,10
n.a.	R303, R306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	1	0,63	0,42	0,25	0,13

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

For leirvassdrag, norsk elvetype 11, se kapittel 7.2.5. For elver bør klassifiseringen baseres på middelvei av månedlige målinger gjennom hele året etter fjerning av prøver tatt under flomepisoder. Prøvene må være analysert med Norsk standard metode NS 4725.

7.2.3 Totalt nitrogen i innsjøer og elver

Total nitrogen (Tot-N, Tabell 7.9) er beregnet ut fra ny korrelasjon med total fosfor (Tot-P) i norske innsjøer, som er brukt i interkalibreringen av planteplankton, etter ligningen $\log Tot-N = 0,82025 \log Tot-P + 1,81983$ ($r^2 = 0,57$). Alle klassegrenser er rundet opp eller ned til nærmeste 25 µg. Vi antar at det er liten retensjon av nitrogen i upåvirkede innsjøer, derfor gjelder verdiene i Tabell 7.9 også for elver (på samme måte som i første versjon av klassifiseringsveilederen fra 2009), se for øvrig NIVA rapport 5708-2008 for ytterligere begrunnelse. Nitrogen brukes i klassifiseringen kun dersom man kan anta nitrogenbegrensning, noe som primært forekommer i svært eutrofierte vannforekomster.

Tabell 7.10 Referanseverdier og klassegrenser for Total nitrogen – Innsjøer og elver. a) Absoluttverdier.									
Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
				Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
L-N2b	L105b	n.a.		175	1-200	200-400	400-650	650-1300	>1300
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	275	1-475	475-650	650-1075	1075- 1775	>1775
L-N1	L107 , L109	R-N1, R-N4	R107 , R109	275	1-425	425-675	675-950	950-1425	>1425
L-N8a	L108 , L110	n.a.	R108 , R110	325	1-550	550-775	775-1325	1325- 2025	>2025
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	250	1-400	400-550	550-900	900-1500	>1500
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R302, R305	125	1-175	175-250	250-475	475-775	>775
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	150	1-250	250-425	425-675	675-1250	>1250

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

Tabell 7.10 b) EQR-verdier.								
Innsjøtype N-GIG	Innsjøtype (nr)*	Elvetype N-GIG	Elvetype (nr)*	Total Nitrogen (µg/L), EQR				
				Ref. verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	R-N2	R104, R105, R207	1	0,62	0,42	0,26	0,15
L-N2b	L105b	n.a.		1	0,88	0,44	0,27	0,13
L-N3a	L106, L208	R-N3	R106, R208	1	0,58	0,42	0,26	0,15
L-N1	L107 , L109	R-N1, R-N4	R107 , R109	1	0,65	0,41	0,29	0,19
L-N8a	L108 , L110	n.a.	R108 , R110	1	0,59	0,42	0,25	0,16
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	R-N5, R-N6	R101, R102, R201, R202, R204, R205	1	0,60	0,35	0,22	0,12
L-N6a	L103, L203, L206	R-N9	R103, R203, R206	1	0,63	0,45	0,28	0,17
L-N7	L301, L302, L304, L305	R-N7	R301, R303, R305	1	0,71	0,50	0,26	0,16
n.a.	L303, L306	n.a.	R303, R306	1	0,60	0,35	0,22	0,12

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

7.2.4 Siktedyp i innsjøer

Da humus påvirker naturtilstanden for siktedyp må både referanseverdier og klassegrenser justeres iht humusinnholdet. Denne justeringen er gjort ved hjelp av følgende formel, som er spesialtilpasset norske data (Phillips, G. 2013):

$$\text{Siktedyp} = (\ln(95) - \ln(20)) / [(0,037 \times A^{0,60}) + (0,02 \times \text{chl}a)], \text{ der}$$

A = humusinnhold angitt som farge (mg Pt/l) og chl a = klorofyll a i µg/l. Tallverdiene 95 og 20 viser til at det i vannoverflaten er 95 % av det innfallende lyset som trenger ned i vannet (5 % forsvinner ved refleksjon), mens det ved siktedypet er ca. 20 % av innfallende lys igjen.

- For klarvannstypene L-N1, L-N2a, L-N2b, L-N5 og L-N7, som alle har humusinnhold < 30 mg Pt/l er fire undertyper definert med farge på hhv. 5, 10, 20 og 30 mg Pt/L
- For de humøse vanntypene L-N3a, L-N6a og L-N8a, som alle har humusinnhold fra 30-90 mg Pt/l er tre undertyper definert med farge på hhv. 40, 60 og 80 mg Pt/l.

I prinsippet kan referanseverdi og klassegrenser for siktedyp beregnes ved hjelp av formelen for en hvilken som helst innsjø ut fra dens humusinnhold og referanseverdi og klassegrenser for klorofyll a for den aktuelle hovedvanntypen som innsjøen tilhører.

Vær oppmerksom på at siktedyp ikke inngår i den automatiske klassifiseringsrutinen i **Vann-Nett**.

Tabell 7.11 Referanseverdier og klassegrenser for Siktedyp – Innsjøer. a) Absoluttverdier.										
N-GIG type	Innsjøtype (nr)*	Beskrivelse	Under-type	Humus: Farge, mg Pt/l	Siktedyp, m					
					Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
L-N2a	L104, L105a, L207	Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	a	5	11,4	>8,8	8,8-7,2	7,2-4,4	4,4-2,4	<2,4
			b	10	8,3	>6,9	6,9-5,8	5,8-3,8	3,8-2,3	<2,3
			c	20	5,9	>5,1	5,1-4,5	4,5-3,2	3,2-2,0	<2,0
			d	30	4,8	>4,3	4,3-3,8	3,8-2,9	2,9-1,9	<1,9
L-N2b	L105b	Dyp, klar, kalkfattig, lavland	a	5	12,6	>11,4	11,4-8,8	8,8-6,6	6,6-3,9	<3,9
			b	10	9,0	>8,3	8,3-6,9	6,9-5,4	5,4-3,5	<3,5
			c	20	6,3	>5,9	5,9-5,1	5,1-4,3	4,3-3,0	<3,0
			d	30	5,0	>4,8	4,8-4,3	4,3-3,7	3,7-2,7	<2,7
L-N3a	L106, L208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	e	40	4,0	>3,5	3,5-3,0	3,0-2,4	2,4-1,6	<1,6
			f	60	3,2	>2,9	2,9-2,5	2,5-2,1	2,1-1,5	<1,5
			g	80	2,7	>2,5	2,5-2,2	2,2-1,9	1,9-1,4	<1,4
L-N1	L107, L109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	a	5	10,0	>7,2	7,2-5,6	5,6-3,4	3,4-1,9	<1,9
			b	10	7,5	>5,8	5,8-4,8	4,8-3,1	3,1-1,8	<1,8
			c	20	5,5	>4,5	4,5-3,9	3,9-2,7	2,7-1,7	<1,7
			d	30	4,5	>3,8	3,8-3,4	3,4-2,4	2,4-1,6	<1,6
L-N8a	L108, L110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	e	40	3,8	>3,3	3,3-2,8	2,8-2,1	2,1-1,4	<1,4
			f	60	3,1	>2,7	2,7-2,4	2,4-1,9	1,9-1,3	<1,3
			g	80	2,7	>2,4	2,4-2,2	2,2-1,7	1,7-1,2	<1,2
L-N5a	L101, L102, L201, L202, L204, L205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	a	5	12,6	>11,4	11,4-8,8	8,8-6,6	6,6-3,9	<3,9
			b	10	9,0	>8,3	8,3-6,9	6,9-5,4	5,4-3,5	<3,5
			c	20	6,3	>5,9	5,9-5,1	5,1-4,3	4,3-3,0	<3,0
			d	30	5,0	>4,8	4,8-4,3	4,3-3,7	3,7-2,7	<2,7
L-N6a	L103, L203, L206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	e	40	4,1	>3,7	3,7-3,4	3,4-2,7	2,7-1,9	<1,9
			f	60	3,3	>3,0	3,0-2,8	2,8-2,3	2,3-1,7	<1,7
			g	80	2,8	>2,6	2,6-2,4	2,4-2,1	2,1-1,5	<1,5
L-N7	L301, L302, L304, L305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	a	5	13,8	>12,3	12,3-10,6	10,6-7,2	7,2-4,6	<4,6
			b	10	9,0	>8,3	8,3-6,9	6,9-5,4	5,4-3,5	<3,5
			c	20	6,3	>5,9	5,9-5,1	5,1-4,3	4,3-3,0	<3,0
			d	30	5,0	>4,8	4,8-4,3	4,3-3,7	3,7-2,7	<2,7
n.a.	L303, L306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	e	40	4,1	>3,7	3,7-3,4	3,4-2,7	2,7-1,9	<1,9
			f	60	3,3	>3,0	3,0-2,8	2,8-2,3	2,3-1,7	<1,7
			g	80	2,8	>2,6	2,6-2,4	2,4-2,1	2,1-1,5	<1,5

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

Tabell 7.11 b) EQR-verdier.									
N-GIG type	Innsjø-type	Beskrivelse	Under-type	Humus-innhold: Farge, mg Pt/l	Siktedyp, m				
					Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
L-N2a	L104, L105a , L207	Grunn, klar, kalkfattig i lavland (eller moderat kalkrik i skog)	a	5	1	0,77	0,63	0,39	0,21
			b	10	1	0,83	0,70	0,46	0,28
			c	20	1	0,86	0,76	0,54	0,34
			d	30	1	0,90	0,79	0,60	0,40
L-N2b	L105b	Dyp, klar, kalkfattig, lavland	a	5	1	0,90	0,70	0,52	0,31
			b	10	1	0,92	0,77	0,60	0,39
			c	20	1	0,94	0,81	0,68	0,48
			d	30	1	0,96	0,86	0,74	0,54
L-N3a	L106, L208	Humøs, kalkfattig, lavland (eller moderat kalkrik i skog)	e	40	1	0,88	0,75	0,60	0,40
			f	60	1	0,91	0,78	0,66	0,47
			g	80	1	0,93	0,81	0,70	0,52
L-N1	L107, L109	Klar, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	a	5	1	0,72	0,56	0,34	0,19
			b	10	1	0,77	0,64	0,41	0,24
			c	20	1	0,82	0,71	0,49	0,31
			d	30	1	0,84	0,76	0,53	0,36
L-N8a	L108, L110	Humøs, moderat kalkrik og kalkrik, lavland	e	40	1	0,87	0,74	0,55	0,37
			f	60	1	0,87	0,77	0,61	0,42
			g	80	1	0,89	0,81	0,63	0,44
L-N5a	L101, L102 , L201, L202, L204, L205	Klar eller svært klar, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	a	5	1	0,90	0,70	0,52	0,31
			b	10	1	0,92	0,77	0,60	0,39
			c	20	1	0,94	0,81	0,68	0,48
			d	30	1	0,96	0,86	0,74	0,54
L-N6a	L103, L203, L206	Humøs, svært kalkfattig eller kalkfattig i skog (eller svært kalkfattig i lavland)	e	40	1	0,90	0,83	0,66	0,46
			f	60	1	0,91	0,85	0,70	0,52
			g	80	1	0,93	0,86	0,75	0,54
L-N7	L301, L302, L304, L305	Fjell, klar eller svært klar, kalkfattig eller svært kalkfattig	a	5	1	0,89	0,77	0,52	0,33
			b	10	1	0,92	0,77	0,60	0,39
			c	20	1	0,94	0,81	0,68	0,48
			d	30	1	0,96	0,86	0,74	0,54
n.a.	L303, L306	Fjell, humøs, kalkfattig eller svært kalkfattig	e	40	1	0,90	0,83	0,66	0,46
			f	60	1	0,91	0,85	0,70	0,52
			g	80	1	0,93	0,86	0,75	0,54

* typer med fet skrift er mest lik NGIG typen

7.2.5 Leirvassdrag: Naturtilstand, miljømål og klassegrenser for næringsalter

Leirvassdrag er definert som vassdrag med en medianverdi av suspendert tørrstoff større enn 10 mg/l. I tabell 3.6 som gir oversikt over elvevanntyper i Norge angis leirvassdrag som vanntype R111.

Totalt fosfor (Tot-P) og løst fosfat (filtrert orto-fosfat, PO₄):

Naturtilstand og miljømål (dvs. god/moderat grensen) for totalt fosfor i leirvassdrag er vanskelig å fastsette, bl.a. fordi de fleste leirvassdrag har mye landbruk i nedbørfeltet. Data fra et fåtall tilnærmet upåvirkede leirvassdrag kan imidlertid brukes som grunnlag for modellering av naturtilstanden (dvs. referanseverdi) og miljømål (god/moderat grense) avhengig av leirdekningsgraden i nedbørfeltet.

Med **leirdekningsgrad** menes prosentvis andel av nedbørfeltet som er dekket av marine leiravsetninger. Leirdekning kan finnes i NGUs kart over løsmasser (<http://www.ngu.no/emne/datasett-og-nedlasting>).

Miljømålet for Tot-P er estimert til 2 x naturtilstanden (referanseverdien) i leirvassdrag, mens for andre elvetyper er miljømålet 2,6-3 x naturtilstanden (tabell 7.9a). Begrunnelsen for en mindre avstand mellom miljømål og naturtilstand i leirvassdrag er at biologien i et upåvirket leirvassdrag allerede er stresset og kan være nær grensen for økologiske skader (f.eks. bortfall av følsomme arter). Dette skyldes bl.a. høyt innhold av næringsstoff og partikler, samt dårlige lysforhold.

I leirvassdrag er det god sammenheng mellom suspendert stoff (SS) og totalfosfor (Tot-P), siden den marine leira er naturlig rik på mineralsk (apatitt) fosfor. Jo høyere erosjon, desto høyere vil derfor både SS- og Tot-P-konsentrasjonene bli. I nedbørfelt med bratt terreng og marin leire vil det ofte utvikles ravinlandskap. I slike vassdrag er det sannsynlig at den naturlige erosjonen er større enn i områder med flatere terreng, og at konsentrasjonene av SS og Tot-P er tilsvarende høyere. Er det god korrelasjon mellom SS og Tot-P, er det sannsynlig at erosjon er en viktig årsak til Tot-P-konsentrasjonen. Erosjonsreducerende tiltak bør da vurderes.

For alle leirvassdrag, og spesielt de med høy erosjon, anbefales å benytte løst ortofosfat (PO₄-P i filtrert vannprøve) til klassifiseringen, i tillegg til Tot-P-konsentrasjonen. Data fra upåvirkede leirvassdrag tilsier at gjennomsnittlig naturlig PO₄-P-konsentrasjon ligger innenfor intervallet 2-6 µg/l. Miljømålet (god/moderat-grensen) for PO₄-P settes til 10 µg/l. Klassifiseringen av PO₄-P må baseres på minimum 8 prøver i året (tatt ved normale vannføringer). Høyere konsentrasjoner tyder på antropogene tilførsler knyttet til spredt avløp, lekkasjer/overløp fra kommunalt avløpsnett, husdyrgjødsel eller andre punktkilder.

Tabell 7.12 a) Naturtilstand og klassegrenser for a) Tot-P i vassdrag med 20-50 % leirdekningsgrad og 7.12b) løst ortofosfat (PO₄-P i filtrert prøve) for leirvassdrag.

Leirdekningsgrad	Antatt naturtilstand for Tot-P µg/l	God/moderat-grense for TotP µg/l	God/moderat EQR for TotP
50 %	40	80	0,5
40 %	30	60	0,5
30 %	25	50	0,5
20 %	20	40	0,5

Tabell 7.12 b)

Vassdragstype	Antatt naturtilstand for løst PO ₄ -P i filtrert prøve	God/moderat-grense for løst PO ₄ -P i filtrert prøve
Leirvassdrag	2-6 µg/l	10 µg/l

Total nitrogen

Nitrogen er ikke koblet til leirpartikler. Klassegrensene for nitrogen i leirvassdrag settes derfor til samme nivå som klassegrensene for kalkrike vassdrag i lavlandet, se tabell 7.10 (elvetypene R108, R110 og R111).

7.2.6 Ammonium

På bakgrunn av tålegrenser for fisk foreslås foreløpige grenseverdier for fri ammoniakk og total ammonium å være hhv. 5 µg/L og 30 µg/L for klassegrensen svært god/god og hhv. 25 µg/L og 160 µg/L for klassegrensen dårlig/svært dårlig. Klassegrensen god/moderat foreslås ved interpolasjon mellom disse ytterpunktene til å være 10 µg/L og 60 µg/L for hhv. fri ammoniakk og total ammonium, mens klassegrensen moderat/dårlig foreslås å være 15 µg/L og 100 µg/L. Dette gjelder foreløpig for alle vann typer.

7.2.7 Oksygen i innsjøer og elver

Tabell 7.14 Klassegrenser for Ammonium (NH ₄ +NH ₃) og fri ammoniakk (NH ₃)						
Vanntyper	Parameter	Ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
alle	Fri ammoniakk (NH ₃) (µg/L) 90 persentil	1	5	10	15	25
alle	Total ammonium* (NH ₄ +NH ₃) (µg/L) 90 persentil	10	30	60	100	160

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant.

Tabell 7.15 Klassegrenser for Oksygen i innsjøer og elver						
Vanntyper	Parameter	Ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Klarvannstyper (LN1, L102, L105a, L106, RN1, R102, R105, R107)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	14	12	9	5	2
Klarvannstyper (LN1, L102, L105a, L106, RN1, R102, R105, R107)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	12	9	5	2	1
Humusvanntyper (LN3, L105b, L107, RN3, R109)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	12	9	5	2	1
Humusvanntyper (LN3, L105b, L107, RN3, R109)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	9	5	2	1	0,5

Foreløpige grenseverdier er basert på tålegrenser for forskjellige fiskesamfunn. Grenseverdiene i tabellen nedenfor gjelder for løst oksygen og er basert på tålegrenser for laksefisk (for klarvannstyper) og karpefisk (for humusvanntyper). Tallene gjelder hypolimnion for sjiktede innsjøer eller hele vannmassen for usjiktede innsjøer og elver.

8 Overvåkingsmetodikk ferskvann

– Feltmetoder og prøvetakingsprosedyrer

Dette kapitlet har beskrivelser av feltmetoder og prøvetakingsprosedyrer for overvåking i elver og innsjøer. Beskrivelsene er basert på standard metoder, med forankring i norske og internasjonale standarder. Metodestandardene er i mange tilfeller generelle og beskrivelsene er derfor tilpasset norske forhold. Metodebeskrivelsene er utformet med tanke på at de kan brukes i anbudsinnbydelser på overvåkingsprosjekter. I dette kapitlet er det satt opp referanseliste etter hvert avsnitt for at referansene skal være lettere tilgjengelig når beskrivelsene brukes, f.eks. ved anbud. Kapittel 8 handler altså om metoder for ferskvann. For kystvann er beskrivelse av overvåkingsmetodene inkludert i beskrivelsen av det enkelte kvalitetselement i kapittel 9.

8.1 Prøvetakingsprosedyre for vannkjemi og planteplankton (NS-EN 16698:2015) (Erstatter NS 9459:2004)

Utstyr:

- Båt med årer, åregafler og dregg, samt påhengsmotor/elektrisk motor for større innsjøer
- Redningsvester, en til hver person
- Feltbok som tåler vann og blyant
- Secchi-skive til måling av siktedyp
- Håndholdt ekkolodd for å finne dypeste punkt
- YSI-sonde til måling av vertikalprofiler av oksygen og temperatur
- Rørsamplere (Ramberg-type) med metersmerket snor
- 20 L plastkanna til blandprøver for vann fra rørsampleren
- Tusj til merking av flasker
- Svarte 1 l plastflasker til klorofyll-prøver (1 flaske pr. innsjø pr. prøvetaking + en reserve-flaske i tilfelle skade på den ene flasken)
- 0.5-1 l plastflasker til vannkjemiske prøver. (1 flaske pr. innsjø pr. prøvetaking + en reserve-flaske i tilfelle skade på den ene flasken)
- Klare 100 ml glassflasker til planteplankton prøver (1 flaske pr. innsjø pr. prøvetaking + en reserve-flaske i tilfelle skade på den ene flasken)
- Flaske med sur Lugols løsning (Fytofix) til konservering av planteplanktonprøver
- Desinfeksjonsmiddel (VIRKON)

Alle prøveflasker merkes på forhånd som angitt under «Merking av prøver» nedenfor.

Tilleggsutstyr dersom oksygen-sonden ikke har lang nok kabel til å nå bunnvannet i dype innsjøer:

- Ruttner sampler (til oksygenprøvetaking fra hypolimnion) med metersmerket snor
- 100 ml glassflasker med slipt propp til oksygenprøver
- Småflasker med oksygen-prøvekjemikalier med pipette (Winklers løsninger).

Prøvetakingstidspunkt:

6 prøver tas månedlig i tidsrommet mai til oktober (juni-september nord for Saltfjellet). I tiltaksrettet overvåking kan frekvensen økes.

Prøvetaking:

Redningsvest må brukes ved all prøvetaking fra båt. Det bør alltid være minst to personer i båten og begge må bruke redningsvest.

Prøvene tas fra båt over innsjøens dypest punkt. Dersom det dypeste punktet ikke er kjent, så brukes innsjøens geografiske midtpunkt (lengst mulig fra land i alle retninger).

Prøvene tas som en integrert blandprøve med en Ramberg vannhenter fra eufotisk sone. Eufotisk sone estimeres som opptil 2 x siktedypet (se tabell i NS-EN 16698:2015). Om eufotisk sone er dypere enn epilimnion, tas blandprøven fra epilimnion. Ved mistanke om oppblomstringer (f.eks. *Planktothrix*) i sprangsjiktet tas en prøve ekstra. Dybden av epilimnion estimeres som det dypet der temperatur-endringen pr. meter er størst (sprangsjiktet) og fastslås på grunnlag av temperaturmålingene.

Rørsampleren senkes først til 0-2 m, heises opp og helles over i blandekaret, deretter til 2-4 m, heises opp og helles over i blandekaret, så til 4-6 m, osv. til man har fått med hele vannsøylen i eufotisk sone (eller hele epilimnion dersom eufotisk sone er dypere enn epilimnion).

Fra den integrerte blandprøven i blandekaret tas følgende prøver: Prøvene til klorofyllanalyse fylles på 1 L sorte plastflasker. Prøvene for kjemisk analyse fylles på matte plastflasker. Planteplanktonprøver fylles på 100 ml blanke glassflasker og tilsettes 0,5 til 1 ml surgjort Lugols løsning. Alle prøver må oppbevares mørkt i kjølebagg fram til forsendelse til laboratoriet.

I felt måles **siktedypet** ved hjelp av Secchi-skive. Dette gjøres ved å senke skiva til det dypet den forsvinner, og så heve den igjen til det dypet der den blir synlig, og gjenta dette tre ganger, og så ta middelverdien av disse to dypene.

Temperatur og oksygeninnhold, måles fra overflate til bunn med minst en avlesning for hver meter i den øvre sirkulerende delen av innsjøen (epilimnion) og i sprangsjiktet og minst hver 5. meter i vannsøylen under sprangsjiktet ved hjelp av YSI-sonde eller et liknende instrument. Oksygen leses av som konsentrasjon (mg/l) (evt. også som % metning i tillegg). Om YSI-sonden er utstyrt med klorofyllsensor kan dette brukes for å se om det er planteplankton i sprangsjiktet.

Dersom det også skal tas **oksygenprøver fra hypolimnion** (f.eks. dersom sonden ikke har lang nok kabel til å nå bunnvannet i dype innsjøer), så hentes vann fra hypolimnion med en Ruttner vannhenter. Vannet tappes forsiktig uten luftbobler fra vannhenteren over i standardiserte glassflasker med slipt propp og tilsettes straks 1 ml av hver av to oksygenkjemikalier.

Utstyr og båt må desinfiseres før det brukes i neste innsjø.

Lagring av felt-data:

Alle data fra prøvetakingen må registreres i en feltbok e.l.

Merking av prøver:

Alle prøveflaskene merkes med vannfast tape før prøvetakingen starter. På tapen skrives prosjektnummer, innsjønavn, vannforekomst-kode, dato, dybdeintervall for blandprøver, prøvetakingsdyp for oksygenprøver fra hypolimnion.

Forsendelse og oppbevaring av prøver:

Alle prøvene pakkes i egnet emballasje og leveres laboratoriet samme dag som de er tatt eller sendes med ekspress over natt slik at de er framme neste morgen. Det er viktig at klorofyllprøvene kommer raskt til filtrering.

Planteplanktonprøvene oppbevares mørkt fram til de analyseres i henhold til standardene NS-EN 15204 og NS-EN 16695:2015.

8.2 Feltmetodikk og analysemetoder for påvekstalger og heterotrof begroing

(NS-EN 15708: 2009)

8.2.1 Feltmetodikk og analysemetoder for påvekstalger

På hvert prøvested undersøkes en ca. 10 meter lang elvestrekning ved bruk av vannkikkert. Prøver tas av alle makroskopisk synlige bentiske alger og de lagres i separate beholdere (dramsglass). Det er viktig at det blir tatt prøver av alle arter som finnes på prøvestedet. Det er ikke tilstrekkelig å bare samle inn hovedartene. Dekningsgrad er ikke nødvendig for å beregne eutrofieringsindeksen PIT, men det anbefales likevel å estimere dekningsgraden av hvert makroskopisk synlig algeelement som "% dekning" av elvebunnen på den undersøkte stasjonen. Elementer som har mindre enn 1 % dekningsgrad noteres som "<1 %". For prøvetaking av mikroskopiske alger samles 10 steiner med diameter 10-20 cm på hver prøvelokalitet, og et areal på ca. 8 ganger 8 cm av oversiden børstes av hver stein med en tannbørste. Materialet blandes med ca. 1 liter vann og det tas ut en delprøve i en separat beholder (dramsglass).

Prøvene konserveres med noen få dråper formaldehyd (formalin). Det er prinsipielt mulig å bruke andre substanser for konservering (for eksempel Lugol), men disse fører som regel til en forandring av fargen på kloroplasten. Dette gjør artsbestemmelse vanskeligere enn ved bruk av formalin, og kan i noen tilfeller føre til at en korrekt artsbestemmelse er umulig. Senere undersøkes prøvene i mikroskop og algene identifiseres så langt som mulig, fortrinnsvis til art. Tettheten av de mikroskopiske algene, som finnes sammen med de makroskopiske elementene, men som ikke er makroskopisk synlig i felt, estimeres som hyppig (xxx), vanlig (xx) eller sjelden (x). Denne metoden er i tråd med CEN standard for prøvetaking og bearbeiding av bentiske alger (NS-EN 15708: 2009).

8.2.2 Feltmetodikk og analysemetoder for heterotrof begroing

Prøvetaking av heterotrof begroing bør gjøres på stasjoner med hardt substrat, dvs. på stein og fjell, noe som sammenfaller godt med egnet substrat for begroingsalger.

På hver lokalitet undersøkes en ca. 10 meter lang elvestrekning med bredde så langt ut fra elvebredden man kan komme ved vading og bruk av vannkikkert. Dersom heterotrof begroing observeres, estimeres tykkelsen basert på 4 kategorier:

- Tykt (mer enn 5 cm tykke matter)
- Middels (tilstrekkelig tykt til å skjule substratet, 0,5 - 5 cm)
- Tynt (tydelig til stede, men kun som tynn film som ikke skjuler substratet, >0 - 0,5 cm)
- Mikroskopisk (dette er ikke synlig i felt, men kan registreres ved mikroskopering av andre prøver)

I tillegg estimeres dekningsgraden som % dekning for hver av tykkelseskategoriene, f.eks. 40 % av arealet dekket av tynn film, 10 % dekket av middels tykt belegg, 5 % dekket av tykt belegg. På resten av arealet er det ikke mulig å finne heterotrof begroing.

Denne metoden er basert på tilsvarende systemer som er utviklet i Irland (McGarrigle & Lucey, 2009) og Storbritannia (Kelly et al. 2011, UKTAG2012).

Det kan være vanskelig å avgjøre nøyaktig hva som er heterotrof begroing i felt, så ulike observasjoner som kan tenkes å være heterotrof begroing prøvetas, puttes i dramsglass og konserveres med noen få dråper formaldehyd (formalin). Prøvene undersøkes senere i mikroskop, der det bekreftes/avkreftes om det man har samlet inn er soppen *Leptomitopsis lacteus* og/eller bakterien *Sphaerotilus natans*. Dersom dette kan bekreftes benyttes tykkelsen og dekningsgraden som ble notert i felt til beregning av indeksen.

Noen ganger kan det vise seg at materialet man har samlet inn hovedsakelig er noe annet enn heterotrof begroing, men man kan allikevel oppdage små mengder heterotrof begroing i materialet ved mikroskopering. I slike tilfeller estimeres mengden som sjelden (0,001 %), vanlig (0,01 %) eller hyppig (0,1 %) basert på observasjonene i mikroskopet. Den estimerte dekningsgraden benyttes til beregning av indeksen.

Referanser

Kelly, M.G, Phillips, G. and Willby, N. 2011. Macrophytes and Phytobenthos: an ecological rationale for the combined quality element, part 2. Paper submitted to Freshwater Task Team, UKTAG.

McGarrigle, M. & J. Lucey, 2009. Intercalibration of ecological status of rivers in Ireland for the purpose of the Water Framework Directive. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 109: 237-246.

Mechsner, K. (1985) The influence of seasonal light variations on the growth of *Sphaerotilus natans*. *Hydrobiologia*, **120**, 193-197.

UKTAG, 2012. Proposed recommendations on biological standards. ANNEX 3 – RIVERS – Macrophytes & Phytobenthos (combination), UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. Draft for consultation.

8.3 Prøvetakingsprosedyre og analysemetode for vannplanter (NS-EN 15460:2007)

Definisjon - vannplanter

Vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter ("sivvegetasjon") og «ekte» vannplanter (figur 1). Det er kun de «ekte» vannplantene som brukes i klassifisering av økologisk tilstand i Norge. Vedlegg x gir en liste over alle vannplanter i Norge, inkludert kjente hybrider.

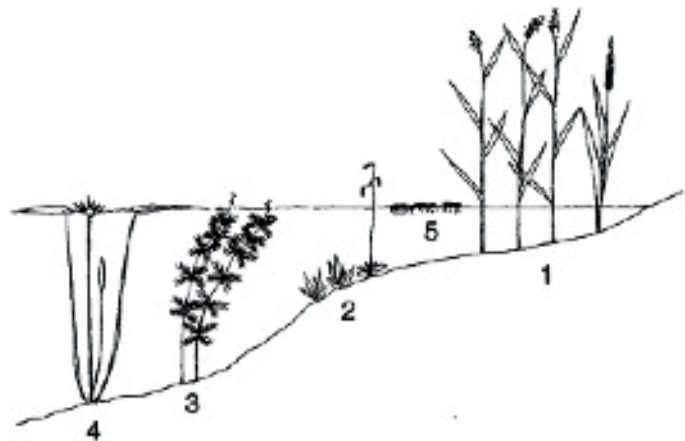
(2) *isoetider* (kortsukksplanter),

(3) *elodeider* (langsukksplanter),

(4) *nymphaeider* (flytebladsplanter)

(5) *lemnider* (frittflytende planter),

samt *kransealgene* (ikke på tegningen).



Figur 1. Ulike livsformgrupper av vannplanter omfatter (1) *helofytter* ("sivvegetasjon") og «ekte» vannplanter, som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata og kan deles inn i 4 livsformgrupper:

Utstyr:

- Båt med årer, åregafler og dregg, samt påhengsmotor/elektrisk motor for større innsjøer
- Redningsvester, en til hver person
- Vannkikkert
- Kasterive
- Rive med teleskopstang
- (Undervannskamera)
- Feltbok og skrivesaker
- Håndholdt ekkolodd
- Håndlupe
- Plastposer for innsamling av planter for evt etterbestemmelse i lab
- Fotoapparat
- (Plantepresse med papir)

Prøvetakingstidspunkt:

Undersøkelse av vannplantene (*isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider* og *kransalger*) foretas én gang i perioden juli – midten av september.

Prøvetaking:

Registreringene skal foretas fra båt, vha. vannkikkert og kasterive, og skal omfatte hele dybdesonen fra vannkanten ned til vegetasjonens nedre grense på ulike stasjoner i innsjøen. Man bør påse at stasjonsutvalget inkluderer alle typer habitater, bl.a. i forhold til erosjonsforhold, substrat og dybdeforhold, slik at det samlet gir et representativt bilde av vannvegetasjonen i innsjøen. Stasjonene avmerkes på kart.

På hver stasjon foretas en mengdevurdering av enkeltarter vha. av en 5-delt semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredd, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Det foretas registrering av nedre voksegrense for ulike livsformgrupper og viktigste arter. Særlig i regulerte innsjøer, men også i andre innsjøer, kan man vurdere å bruke undervannskamera for å registrere nedre dybdegrense. Dybdeangivelsene angis i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet.

Viktigste helofytter registreres, likeså vannmoser dersom stor forekomst. Type substrat noteres, samt spesielle forhold ved stasjonen (modifisert strandsone, ulike påvirkninger m.m).

Redningsvest må brukes ved all prøvetaking fra båt. Det bør alltid være minst to personer i båten og begge må bruke redningsvest. Utstyr og båt må desinfiseres mellom hver innsjø.

Oppbevaring og pressing:

Artsbestemmelser foretas i felt og registreres i en feltbok e.l. Dersom behov for etterbestemmelse i laboratorium, kan plantene oppbevares i plastposer 1-2 dager før pressing eller artsbestemmelse.

8.4 Feltmetodikk krepsdyr (NS-EN 15110)**Utstyr**

- Båt med årer, åregafler og dregg, samt påhengsmotor/elektrisk motor for større innsjøer
- Redningsvester, en til hver person
- Feltbok som tåler vann, og blyant
- Secchi-skive til måling av siktedyp
- Planktonhåv(er)
- Håndholdt ekkolodd for å finn dypeste punkt
- GPS
- Kamera
- Prøveglass
- Tekstilteip/annen vannfast etikett for merking av prøveglass
- Spruteflaske
- Lugol (fytifix)

Innsamling av prøver

Metodikken som beskrives her for innsamling av krepsdyr i innsjøer har til formål å gi grunnlag for beskrivelse av artsdiversiteten av krepsdyrfaunaen (beskrives ofte ved artsantall og dominansforhold) og forekomst av indikatorarter. Metoden er kvalitativ (semi-kvantitativ). Dersom man ønsker å bestemme mengde av krepsdyr (tetthet og biomasse) må det brukes kvantitative metoder.

Fra alle innsjøene tas det prøver av krepsdyrfaunaen både i pelagisk sone og i litoralsonen fra et fast stasjonsnett som etableres på første feltrunde. Prøvetakingen er i henhold til norsk standard (NS-EN 15110). Prøvene tas med planktonhåv med maskevidde 90 μm . Håven bør ha en diameter på ca 30 cm og en lengde på minst 60 cm.

I store og/eller dype innsjøer (> 50 km² og/eller > 100 m dyp) kan det i tillegg være aktuelt å ta prøver i pelagisk sone med en stor planktonhåv («Mysis-håv») dersom man ønsker å påvise forekomst av større arter, som for eksempel *Mysis* og *Bythotrephes longimanus*, og arter som primært lever på større dyp (se for eksempel Lyche Solheim m.fl. 2016). Den store håven fanger mer effektivt opp disse artene enn en vanlig planktonhåv. Mysis-håven har typisk en diameter på 1,1 m og lengde på ca 2,5 m og en maskevidde på 500 μm . Merk imidlertid, dersom hensikten med undersøkelsene er å skaffe bestandsdata på *Mysis* og andre store krepsdyr er det andre innsamlingsmetoder enn det som er beskrevet her (for eksempel tråling), som er bedre egnet.

Prøvetakingstidspunkt

For krepsdyr skal det tas prøver minimum tre ganger per sesong for å fange opp sesongsuksessjon og variasjoner i artssammensetning gjennom sesongen. Prøvetakingstidspunkter bør tilpasses innsjøens beliggenhet (lengde- og breddegrad samt høyde over havet). Første prøverunde bør være vår/tidlig sommer rundt stratifiseringstidspunktet, den neste legges til midtsommer og den siste til sen sommer/tidlig høst. For eksempel vil dette bety at for en innsjø beliggende på Østlandet i lavlandet vil ideelle prøvetakingstidspunkter typisk være sist i mai, juli og september. I en fjellsjø i Østlandsområdet kan det være mer aktuelt å ta prøver i juni/juli, juli/august og september.

I store og/eller dype innsjøer (>50 km² og/eller > 100 m dyp) tas pelagiske krepsdyrprøver fortrinnsvis samtidig med annen pelagisk prøvetaking, normalt ved månedlig prøvetaking (inntil 6 tidspunkt i løpet av sesongen). Formålet her er å få et godt grunnlag for å beskrive forholdet mellom planteplankton, dyreplankton og fisk, og hvilken effekt dette har på innsjøens økologiske tilstand. Slike forhold antas å ha en særlig stor betydning i innsjøer med store, åpne vannmasser. For andre formål (se over) vurderes det at tre prøvetakingstidspunkt per sesong er tilstrekkelig.

Prøvetakingsstasjoner og -prosedyre

Pelagisk prøvetaking

Prøvene fra pelagisk sone tas fra en stasjon som er etablert over innsjøens største dyp. Prøvene tas som vertikale håvtrekk (planktonhåv med 90 μm maskevidde) fra så nær bunnen som praktisk mulig uten å berøre sedimentene (helst 0,5-1 m over bunnen) til vannoverflaten. Ved prøvetaking av hele vannsøylen i dype og/eller produktive innsjøer er det sannsynlig at håven tettes igjen av planktonpartikler, og derfor vil slike prøver sjelden være representative for artssammensetningen av planktonkrepsdyr i innsjøen. I innsjøer med dyp større enn 30 m anbefales det derfor å ta pelagiske prøver fra 30 meters dyp til vannoverflaten. Det kan også være aktuelt i produktive innsjøer å avkorte trekk lengden. Under prøvetakingen trekkes håven jevnt og rolig gjennom vannet (ca. 0,5 m pr. sek). Det tas to parallelle prøver.

Prøver som tas med Mysis-håv, fortrinnsvis i større og/eller dype innsjøer (>50 km² og/eller > 100 m dyp), tas fra samme stasjon som de øvrige pelagiske prøvene. Prøven tas fra hele vannsøylen (ca 10 m over bunnen og opp til vannoverflaten).

Prøvetaking i litoralsonen

Fra litoralsonen tas det minimum to prøver fra hver innsjø. Disse prøvene representerer normalt ulike substrat (se nedenfor). Prøvene tas som horisontale håvtrekk i strandsonen gjerne på dyp < 0,5 m. Håven kastes ut fra land og trekkes over sedimenter og gjennom vegetasjon (kan gjerne trekkes over en grunn bukt). Prøvene tas både over eksponert strand med lite eller manglende vegetasjon (for eksempel fra grus med botngras), og gjennom den vannvegetasjonen som er mest representativ for innsjøen (jf. NS-EN 15110). Dersom det finnes både grunnområder med mosedekke og grunnområder med høyere vannvegetasjon tas det en prøve fra hver av disse. Total trekk lengde pr. prøve vil variere med mengde vannvegetasjon og tetthet av krepsdyr. I oligotrofe fjellsjøer vil trekk lengden typisk være lang, f.eks. totalt 30 m (kan dekkes opp ved flere kortere trekk) mens den i en næringsrik lavlandssjø kun vil være noen få meter.

I store innsjøer (>50 km²) er den romlige habitatvariasjonen større og antallet av littorale stasjoner bør derfor økes for å kunne avdekke mulig romlig variasjon i økologisk tilstand i ulike deler av innsjøen. Slik variasjon kan være naturlig eller skyldes påvirkninger. Det anbefales at det littorale stasjonsnett i en stor innsjø består av 8 til 10 stasjoner, der det tas to prøver på hver stasjon om mulig på ulikt substrat (se forklaring ovenfor). Stasjonsnett etableres ved å plassere prøvetakingsstasjonene jevnt langs strandlinjen med tilnærmet lik avstand mellom stasjonene. Nøyaktig stasjonsplassering gjøres i felt. Ved stasjonsplassering må en ta hensyn til at avstanden til innløpsbekker, båthavner, bruer og andre fysiske innretninger samt utslipp fra kjente punktkilder bør være minimum 100 m.

Konservering og merking av prøver

Når håven er trukket opp av vannet skylles dyr som sitter på duken ned i silkoppen (evt påmontert prøveglass) ved å dyppe håven opp og ned av vannet, raskt, et par ganger (NB det må unngås at håvens åpning kommer under vannoverflaten). Resterende dyr skylles ned ved å sprute vann på yttersiden av duken vha. en spruteflaske. Innholdet i silkoppen helles over i prøveglasset (se nedenfor) ved å sprute vann gjennom planktonduken i bunnen av silkoppen, fra utsiden. Dersom håven verken har påmontert silkopp eller prøveglass, men kun en silikonslange med slangeklemme, kan det være nødvendig å «konsentrere» prøven ytterligere før den helles over i prøveglasset. Dette gjøres ved å sile prøven gjennom planktonduk som har samme maskevidde som planktonhåven (kan bruke planktonhåven til dette eller planktonduk som legges over en trakt).

Prøvene blir fiksert med lugol (fytofix). Det tilsettes vanligvis 1 ml per 75 ml prøve (i pulverglass, evt. stort dramsglass). For littorale prøver kan det være nødvendig å øke mengden lugol dersom det er mye organisk stoff (dyr og planter, dy) i prøven, men maks. 2 ml per 75 ml prøve. Prøvene lagres mørkt og kjølig frem til bearbeiding. I noen tilfeller vil fiksering med formalin kunne gi en bedre lagring av littoralprøvene, men av hensyn til ytre miljø og arbeidsmiljø bør lugol primært benyttes til fiksering. Ved evt. langtidslagring av prøvene byttes lugol ut med formalin (NS-EN 15110).

Prøver tatt med Mysis-håv kan i noen tilfelle inneholde veldig store mengder av dyr. I slike tilfeller må man anvende større prøveglass (f.eks. 500 ml), og man kan overveie å fikserer prøven med 96 % etanol i stedet for lugol.

Prøven merkes med innsjøens navn, dato, type prøve (vertikal håv eller littoral), maskevidde og trekk lengde. De littorale prøvene må i tillegg nummereres fortløpende slik at nummeret står i forhold til nummerering av prøvetakingsstasjoner på kart. Opplysningene skrives med vannfast tusj på tekstilteip eller annen vannfast etikett som settes utenpå prøveflasken.

Feltnotater

I tillegg til de opplysninger som følger med selve prøven (innsjønavn, dato, prøvetype, trekk lengde, maskevidde) skal dyp og andre forhold som har betydning for tolkning av resultatene (eksempelvis vær og vind) noteres. For littorale prøver noteres i tillegg substrat og evt. type vegetasjon på prøvetakingsstasjonene samt trekk lengde. Andre observasjoner av interesse må også noteres i feltboka. Dette kan gjelde vannstand, eventuelle avvik fra prosedyrene ovenfor osv. Ansvarlig prøvetaker skal også noteres. Stasjonene avmerkes på kart så nøyaktig som mulig, og geografiske koordinater (målt fortrinnsvis vha håndholdt GPS i felt) noteres for hver stasjon. Prøvetakingsstasjoner i littoralsonen dokumenteres med foto.

Analyse (prøvebearbeiding i laboratoriet)

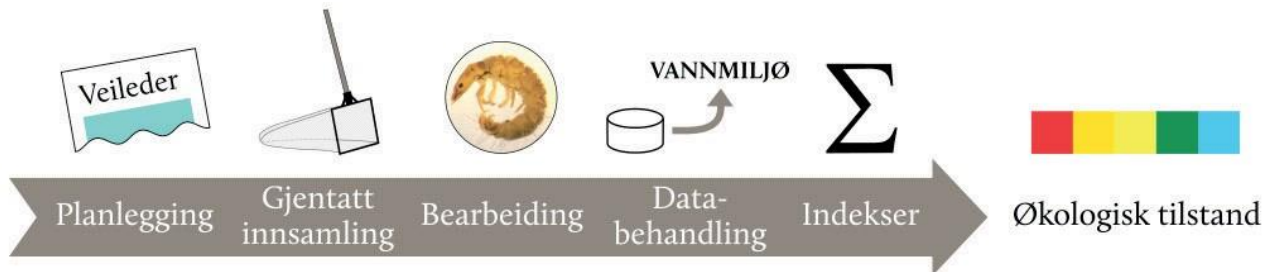
Ved analyse av krepssdyrmaterialet bør minst 200 individer telles opp. Alle vannlopper (Cladocera) samt store copepoditter (Cop. IV og V) og voksne individer av hoppekreps (Copepoda) bestemmes til art. Nauplier bestemmes til hovedgrupper av hoppekreps (cyclopoide og calanoide). Resten av prøvevolumet blir gjennomgått for å sikre at eventuelt arter som forekommer i lave tettheter blir registrert. Taksonomiske bestemmelser følger standard bestemmelseslitteratur og navnsetting følger Artsdatabankens navnerregister (<http://www.artsdatabanken.no/navnerregisteret>).

1) En prøve for økologisk tilstandsvurdering tatt etter beskrivelsen i den gjeldende metodikken er sjeldent fullstendig representativ for habitatvariasjonen på en stasjon. Dette skyldes en valgt prioritering av enkelte substrattyper, siden indeksene som benyttes er spesielt følsomme for taksa som lever her.
2) For prøver som skal inngå i indeksberegninger er standard innsamlingsinnsats tre minutter. Antall prøver som skal tas beskrives separat for elv og innsjø lengre ned.

8.5 Overvåkningsmetodikk for bunndyr i innsjøer og elver (NS-EN ISO 10870).

8.5.1 Generelt for elver og innsjøer

Følgende overvåkningsmetodikk for prøvetaking av bunndyr i innsjøer og elver er utarbeidet for å sikre kvaliteten til dataene som legges til grunn for vurdering av økologisk tilstand. Metodikken omhandler planlegging, innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver (figur 2).



Figur 2. Overvåking av bunndyr i elv og innsjø fra planlegging til gjennomført tilstandsvurdering. Figur: Knut Andreas E. Bækkelie, NINA.

Utstyr

- Vadebukse
- Sparkehåv
- Plastfat (evt. bøtter)
- Feltbok som tåler vann og blyant
- Tommestokk
- Prøveflasker
- Små glass til evt grovsorterte individer
- Merkelapper som tåler å ligge i sprit
- Spruteflaske
- Pinsett
- Trakt
- Etanol
- GPS
- Kamera (vanntett)

Innsamling av prøver

For innsamling av bunndyr benyttes kvalitativ innsamlingsmetodikk, den såkalte sparkemetoden, i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 10870). Sparkemetoden slik den er beskrevet i norsk standard tillater variasjon i hvordan og under hvilke forhold den utføres. For å redusere variasjon som skyldes metode, prøvetaker og bearbeiding skal derfor følgende konkretisering følges:

En prøve består av innsamlet materiale fra den aktuelle innsamlingsstasjonen¹. Materialet samles i en håndholdt håv med åpning 25 x 25 cm og maskevidde 250 µm (0,25 mm). Hver enkelt sparkeprøve utføres ved at ni meter substrat forseres i løpet av tre minutter (ca. 20 sekunder for hver meter), totalt om lag 2,25 m². Prøver tas vanligvis i vanddyp tilsvarende knehøyde og ikke dypere enn at det er mulig å ta prøver i vadebukse.

Håven tømmes regelmessig, eksempelvis hvert minutt, for å unngå tetting og fare for tilbakespyling. Alt materiale som kommer inn i håven, blader, mose, grus/sand og dyr, vaskes ned i spissen av håven. Håven vrenses deretter og prøven

3) Taksa som plukkes utenfor delprøven (sjeldne, ikke-tallrike taksa) skal behandles separat (eks plukkes på egne glass) slik at det relative antallet blir representativt for bunndyr i hele prøven ved registrering.

overføres til et plastfat, en bøtte eller lignende. Uorganisk materiale vaskes bort ved å helle vann i fatet og deretter tilbake i håven flere ganger («gullgravermetoden»). Tas annet materiale ut fra prøven, må en være sikker på at dette er uten dyr. Påse at det ikke sitter igjen dyr i håven.

Grovsortering av prøver i felt anbefales generelt ikke, men større og skjøre organismer (som døgnfluer), eller arter som vanskelig konserveres sammen med resten av prøven (eks flimmerormer og fåbørsteormer) kan plukkes ut og konserveres på egne glass. Prøven konserveres med 96 % etanol slik at det totalt er 70-80 % etanol i prøven. Innsamlede prøver merkes entydig.

Er det lite materiale eller mistanke om få individer av indikatortaksa i hver prøve bør flere prøver tas. Indikatortaksa som benyttes i vurdering av økologisk tilstand inkluderer bl.a. igler, snegl, muslinger, krepsdyr (ordenene: tusenbeinkreps, skjoldkreps og storkreps), døgn-, stein- og vårflyer, biller m.m. Antallet individer av indikatortaksa fra hver stasjon, eksklusivt fjærmygg, bør anslagsvis være minst 75, og ikke færre enn 50. Unntak er tilfeller der det kun er aktuelt å beregne ASPT da denne er mindre følsom for antall individer. Antallet indikatortaksa kan være vanskelig å vurdere i felt, men er avgjørende for tilstandsvurderingen. For stasjoner med kjent lav tetthet av dyr skal det derfor tas en eller flere 3-minuttersprøver mer enn minimum. Innsamlede prøver utover standard prøveinnsats (ekstraprøver) kreves kun bearbeidet dersom datamaterialet fra stasjonen ikke er tilstrekkelig etter bearbeiding av standard, minimum prøveinnsats (se kriterier ovenfor).

Bearbeiding av prøver

Bearbeiding av prøver foregår under stereolupe i laboratoriet og består av to nøkkelsteg i) sortering av prøver, herunder prosedyre for subsampling (uttak av delprøver) og ii) identifikasjon av bunndyr til bestemte taksonomiske nivåer. Bearbeiding inkluderer også gode rutiner for merking og lagring av materiale. Ferdig identifisert materiale skal, som et minimum, lagres inntil dataene er rapportert i Vannmiljø.

Dersom sortering av en prøve forventes å ta betydelig mer enn en time bør en benytte subsampling. Inntil en norsk standard for bearbeiding av bunndyrprøver er etablert gjelder følgende:

Subsampling benyttes kun for tallrike taksa. Hele prøven skal gjennomgås for alle andre taksa³. Prosedyre for subsampling er angitt nedenfor:

Forberedelse

- a. Forsiktig homogenisering av prøven.
- b. Fyll en petriskål med et tynt lag av prøven.
- c. Gjenta steg b. inntil prøven er fullstendig fordelt.

Bearbeiding i petriskåler eller bakker

- Delskålene i fjerdedeler (eksempelvis ved å bruke ferdigmerkede petriskåler/bakker).
- Gjennomgå alle bunndyrene i en fjerdedel. Dersom det er få bunndyr skal halvparten av petriskålen gjennomgås. Hele skålen skal gjennomgås for få tallige taksa, samt hittil ikke-registrerte taksa.
- Gjenta deretter den samme subsamplingen i alle petriskåler/bakker til prøven er tom.

4) For små prøver vil gi en usikker tilstandsvurdering, og det samme vil være tilfelle dersom kun en liten andel av bunndyrene er bestemt til det taksonomiske nivå som indeksene bygger på. Prøver som er tatt fra et annet substrat enn det som er beskrevet vil kunne gi en taksonomisk sammensetning som avviker fra den forventede referansetilstanden, selv om prøven er tatt fra en upåvirket vannforekomst.

5) I større innsjøer anbefales å planlegge for prøvetaking av 10 stasjoner. Etter at feltinnsamlingen er avsluttet vil det i mange tilfeller være mulig å slå sammen (aggregere) prøver fra to eller flere litorale stasjoner før beregning av indekser, dersom det er få individer i prøvene, gitt at det kan begrunnes med lik påvirkning på stasjonene (eksponert, beskyttet, i samme innsjøbasseng e.l.).

6) Kunnskap om påvirkninger er sjelden kjent på forhånd, verken type eller nivå. Det er derfor ønskelig at plassering av stasjoner baseres på kunnskap om bl.a. geologiske, klimatiske og morfologiske forhold om innsjøen og nedslagsfeltet samtidig som kjente påvirkningspunkter unngås, dersom ikke formålet med undersøkelsen er å undersøke økologisk status ved påvirkningspunkter.

Identifikasjon

Prøvene skal bestemmes til et taksonomisk nivå slik at de hver av de til enhver tid gjeldende indeksene kan beregnes ut fra datagrunnlaget (se hhv kap 4 og 5 for innsjø og elv).

Dokumentasjon

Hver prøve som tas skal dokumenteres med alle relevante detaljer om lokaliteten, prøvetakingen, målinger og observasjoner. Som et minimum skal stasjonens koordinater, tidspunkt for prøvetakingen, prøvetaker, metode, prøveinnsats (eks minutter, areal), substrat, dybde, evt. vannføring/-hastighet/-strøm og værforhold registreres. Fotografier som gjør det mulig å gjenkjenne stasjonen, samt fotografier av substratet er i mange tilfeller et krav.

Tilstandsvurdering

Økologisk tilstand bør fastsettes med basis i data fra flere år, fortrinnsvis 2-3 år innenfor en 6 års-periode. Tilstanden fastsettes med basis i gjennomsnittverdien gitt alle prøver i den aktuelle perioden, enten det er tatt flere prøver per år eller ikke. Dette gjelder ikke dersom det finnes grunner til å tro at tilstanden har vært endret i løpet av den aktuelle perioden, for eksempel dersom graden av menneskelig påvirkning er endret. De tekniske detaljene for beregning av gjeldende indekser er omtalt i kapittel 4.3 og 5.3 og i vedlegg V4.3 og V4.5.

Rapportering

Alle bunndyrdata som tilfredsstillere kravene til prøvetakingsmetodikk og taksonomiske bestemmelser skal rapporteres til Vannmiljø. Men det er kun prøver som tilfredsstillere kravene til prøvestørrelse (som beskrevet lengre opp) og som ikke må forkastes av andre grunner, som skal inngå i tilstandsvurderingen⁴.

8.5.2 Spesielt for innsjøovervåkning

Innsamling av prøver

Bunndyrprøver i innsjøer tas fortrinnsvis to ganger i året, vår (normalt april–juli) og høst (september–november). Tidspunkt tilpasses de klimatiske forholdene på stedet samt formålet med prøvetakingen. Ved forsuring er det ønskelig at effekten av surstøt i forbindelse med snøsmeltingen fanges opp. I slike tilfeller bør også vårprøvene fra utløpselva tas etter isgangen.

Prøvetaking i litoralsonen

Antall prøvetakingsstasjoner skal ligge mellom 3 (minimum for innsjøer >0,5 km²) og 10 (for alle innsjøer >50 km²) for å avdekke mulig romlig variasjon i økologisk tilstand mellom ulike deler av innsjøen⁵. Slik variasjon kan være naturlig eller skyldes påvirkninger. Et stasjonsnett etableres ved å plassere prøvetakingsstasjonene jevnt langs strandlinjen med tilnærmet lik avstand mellom stasjonene⁶. Nøyaktig stasjonsplassering gjøres i felt, der områder med egnet substrat prioriteres foran avstand mellom stasjonene.

Ved stasjonsplassering må en ta hensyn til at avstanden til innløpsbekker, båthavner, brukar og andre fysiske innretninger samt utslipp fra kjente punktkilder bør være minimum 100 m. Strandsonelokaliteten legges i et grunnområde som ikke er påvirket av innstrømmende vann. Prøvene tas fortrinnsvis på hardbunn; dvs grovkornet substrat (stein, grus). I litoralsonen betyr det vanligvis at prøvene tas på eksponerte gruntvannsområder, men i enkelte innsjøer kan det være

7) Den sammenslåtte verdien som legges til grunn for tilstandsvurdering beregnes på to ulike måter avhengig av om innsjøen skal representeres med én verdi (vanlig for små innsjøer) eller dersom romlig variasjon skal vurderes (gjelder større, mer komplekse innsjøer). Dersom innsjøen skal representeres med én verdi skal verdien beregnes ved å ta gjennomsnittet av indeksberegningen for utløpet og indeksberegningen for en sammenslått prøve for innsjøen (dvs én indeks basert på alle taksa for innsjøen som helhet). For innsjøer der romlig variasjon er interessant, beregnes et gjennomsnitt av hver enkelt stasjon, inkludert utløpet (alternativt alle aggregerte stasjoner og utløpet). Avdekkes det variasjon i indeksberegningene mellom stasjoner (enkeltstasjoner eller aggregerte) som vil påvirke den helhetlige tilstandsvurderingen skal disse rapporteres i tillegg til den helhetlige vurderingen.

vanskelig å unngå mer finkornet substrat. Finnes det habitater med vannvegetasjon skal disse inkluderes. For prøver som tas i litoralsonen er det spesielt viktig å ha en kontinuerlig motstrøms bevegelse helt til innsamlingen av den aktuelle prøven er avsluttet slik at dyr ikke kan unnsnippe.

Minimum 1 prøve skal tas på hver stasjon. Prøver fra litoralsonen er generelt mindre og antall bunndyr færre enn i prøver tatt i elv med samme innsats. Oppfordringen om at flere prøver bør tas gjelder derfor spesielt for innsjøer.

Dersom det ikke finnes egnede prøvetakingsstasjoner i litoralsonen, skal hovedinnløpet til innsjøen prøvetas. Prøven tas på en strykstrekning i selve elva på samme måte som for prøven i utløpselv, maksimum 300 m oppstrøms innsjøen.

Prøvetaking i utløpselv

I alle innsjøer skal det, så langt det er mulig, inkluderes en stasjon i utløpet av innsjøen, i tillegg til prøver fra litoralsonen, for å sikre et tilstrekkelig antall individer og diversitet av taksa benyttet i klassifiseringen av økologisk tilstand. Prøvene fra utløpselv og litoralsonen skal rapporteres hver for seg og indeksene skal regnes ut for hver for seg. Indeksene skal kombineres (gjennomsnitt) ved tilstandsvurderingen⁷ (se kap 4.3.2). Prøver fra utløpselva tas på strykstrekninger, fortrinnsvis noe nedstrøms innsjøen (100–300 m), men ikke så langt nedstrøms at vannkvaliteten ikke lenger er representativ for vannkvaliteten i innsjøen. Prøvetaking av utløpselv skjer ellers som prøvetaking for rennende vann (kap. 8.5.3).

8.5.3 Spesielt fo elveovervåking

Innsamling av prøver

Bunndyrprøver i elv tas fortrinnsvis to ganger i året, vår (normalt februar–juni) og høst (september–november). Tidspunkt tilpasses de klimatiske forholdene på stedet samt formålet med prøvetakingen. Ved forsurening er det ønskelig at effekten av surstøt i forbindelse med snøsmeltingen fanges opp. Følgelig bør vårprøvene tas etter vårflommen. I vassdrag med andre typer forurensning (for eksempel organisk belastning eller gruveforurensning) bør vårprøvene tas før vårflommen.

Antall stasjoner og prøver

Antall stasjoner som skal prøvetas skal tilpasses hver elv eller vassdrags karakteristikk (eks størrelse på nedbørsfelt, lengde, antall vannforekomster mm) og formålet med overvåkingen. Dersom formålet med aktiviteten er problemkartlegging eller overvåking av mulige påvirkninger skal minst tre stasjoner inngå. En stasjon plasseres oppstrøms mulige påvirkninger og en stasjon nær utløpet til fjord/sjø. Antallet stasjoner mellom øverste og nederste stasjon og plasseringen av disse må tilpasses steds spesifikke forhold som nedbørfeltets størrelse, elvens lengde, kompleksitet og potensielle punktkilder. Ved overvåkningsaktivitet av elver over et større geografisk område på tvers av nedbørfelt og administrative grenser kan det være tilstrekkelig med en til to stasjoner pr elv forutsatt at dette er i tråd med formålet med undersøkelsen.

Prøvetakingen gjøres om mulig i strykpartier. Vanligvis tas 1-2 prøver på hver stasjon. På hver stasjon skal prøvene som tas gjenspeile habitatvariasjonen på stasjonen. Dersom substratet på stasjonen eksempelvis består av 50% grus, så skal halvparten av prøveinnsatsen dekke denne substrattypen. Habitattyper som dekker mindre enn 5% prøvetas ikke. Avstand til oppstrøms innsjø eller kulper, innløpsbekker og andre fysiske innretninger samt utslipp fra kjente punktkilder bør være minimum 100 m.

Referanser

Heiri O, Lotter AF (2001) Effect of low count sums on quantitative environmental reconstructions: an example using subfossil chironomids. *Journal of Paleolimnology* 26: 343-350.

Petrin, Z., Bækkeli, K.A.E., Bongard, T., Bremnes, T., Eriksen, T.E., Kjærstad, G., Saltveit, S.J., Schartau, A.K. & Velle, G. (2016) Innsamling og bearbeiding av bunndyrprøver – hva vi kan enes om. NINA Rapport 1276. 41 s.

Solheim, A.L., Schartau, A.K., Bongard, T., Edvardsen H., Bækkeli, K.A.E., Jensen, T.C., Mjelde, M., Persson, J., Rustadbakken, A., Sandlund, O.T., Skjelbred, B. (2016) Basisovervåking av store innsjøer 2015. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-587 | 2016, 151 s.

Velle G, Larocque I (2008) Assessing chironomid head capsule concentrations in sediment using exotic markers. *Journal of Paleolimnology* 40: 165-177.

Quinlan R, Smol JP (2001) Setting minimum head capsule abundance and taxa deletion criteria in chironomid-based inference models. *Journal of Paleolimnology* 26: 327-342.

8.6 Fisk

8.6.1 Metodikk for prøvefiske med garn (NS-EN-14757).

Garnfiske foregår helst på høsten (august-september) for å sikre at alle generasjoner fanges opp, og at aldersfordelingen blir representativ for alle fiskebestandene. Senere på høsten er fisken mindre aktiv pga. lavere temperatur, noe som gir redusert fangbarhet.

Utstyr

- Båt med årer, åregafler og dregg, påhengsmotor/elektrisk motor, øsekar
- Redningsvester, en til hver person (eventuelt overlevelsedrakt)
- Rett antall og type av garn
- Tauverk
- Flottører (påskrevet navn på institusjon og telefonnummer)
- Feltbok som tåler vann og blyant
- Secchi-skive til måling av siktedyp
- Håndholdt ekkolodd
- GPS
- Kamera (vannfast)
- Bøtter
- Kjølebag
- Plastposer
- Vannfast merketusj
- Sløyeutstyr og skjema
- Skjellkonvolutter
- Soknedregg (gjenfinning av tapte garn)

Bunn garn

Prøvefiske gjennomføres med nordisk oversiktsgarn bestående av maskeviddene 5, 6,25, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm, totalt 12 maskevidder (NS-EN 14757). Disse garnene er 30 meter lange og 1,5 m dype, dvs hvert maskeviddepanel er 2,5 m langt og har et areal på 3,75 m². Garnene settes langs bunnen i bestemte dybdeintervall (stratifisert prøvetaking): 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m, 12-20 m, 20-35 m, 35-50 m, 50-75 m og > 75 m, avhengig av dybdeforholdene i den enkelte innsjø.

Garninnsatsen for Nordisk oversiktsgarn følger standarden som angitt i vedlegg V8.6, tabell V8.1, avhengig av innsjøens størrelse, maksimum dyp og eventuell forekomst av abbor. Innsatsen er her noe redusert i forhold til NS-EN 14757, men bør vurderes ut fra hva undersøkelsen skal gi svar på og hva som er mulig å gjennomføre i det enkelte prosjektet.

Plasseringen av oversiktsgarna i forhold til strandlinjen vil avhenge av dybdeforholdene. I dype innsjøer kan det være nødvendig å sette oversiktsgarna nesten parallelt med land for at de skal stå i dybdeintervallet 0-3 m. Et lite portabelt ekkolodd benyttes for å finne de rette dypene. Oversiktsgarna settes utover fra land og i de angitte dybdeintervallene

i ulike områder eller stasjoner i innsjøen. Som et minimum bør minste og største dyp på hver stasjon bli notert. GPS posisjon bør tas for hvert enkelt oversiktsgarn eller for hver stasjon som et minimum (for garnet nærmest land).

I store innsjøer (>250 ha?) og/eller i innsjøer med «stor» fisk (> 30 cm?) kan det også settes enkeltgarn (garn med bare én maskevidde). Dette er fordi de Nordiske oversiktsgarna fanger dårlig på større fisk og de blir da gjerne underrepresentert eller ikke representert i fangsten. Ett slik garn er normalt 27 m langt og 1,5 m dypt og har da et areal på 40,5 m². Hvilke maskevidder og antall av hver maskevidde vurderes i hvert enkelt tilfelle. I innsjøer der det tidligere er fisket med enkeltgarn (f.eks. en Jensen serie) bør man anvende de samme maskeviddene som tidligere er brukt, men kombinere med oversiktsgarn som start på framtidig overvåking.

Flytegarn

I innsjøer med pelagiske fiskearter som bl.a. lagesild, krøkle, sik og røye, og i større innsjøer med en klart definert pelagisk sone (areal > 50 ha og maks dyp > 15 m) skal det benyttes flytegarn (NS-EN-14757). Disse garna er 30 m lange og 6 m dype, og med de samme maskeviddene som bunnngarna. Det vil si at hvert maskeviddepanel har et areal på 15 m². Flytegarna settes i to (eller flere) dybdeintervaller: 0-6 og 6-12 m, og innsatsen avhenger av innsjøens størrelse (se egen tabell i vedlegg V8.6). GPS posisjon for flytegarntasjonen angis.

I likhet med bunnngarn bør det i store innsjøer (>250 ha?) og/eller i innsjøer med «stor» fisk (> 30 cm?) også settes flytegarn med bare én maskevidde. Det finnes flere størrelser av slike flytegarn med bare én maskevidde; størrelse, maskevidde og antall vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Både bunn- og flytegarn skal stå ute ca. 12 timer, tidspunkt for garnsetting og når garna tas opp noteres (første og siste garn). Fangstutbyttet av garnfisket i en sjø skal angis som antall fisk av hver art pr. 100 m² garnareal pr. natt for hvert dybdeintervall, og samlet.

Prøvetilbestemmelse av populasjonsparametre

All fisk lengdemåles til nærmeste mm, veies, samt kjønns- og aldersbestemmes. Ved svært store fangster kan det av praktiske og kostnadmessige grunner bli nødvendig å begrense antall fisk som prøvetas etter fullt program. Som et minimum bør all fisk lengdemåles, da lengdefordeling i fangsten er en meget informativ parameter gitt at vi har informasjon om hvilken alder som tilsvarer de ulike lengdegruppene av fisk. Lengdemåling er dessuten en innsamling av data som er svært lite tidkrevende når fisken likevel skal telles. For de andre bestandsparametrene vil antall fisk som prøvetas bli begrenset etter følgende vurderinger. I innsjøer med én eller to fiskearter bør det tas prøver av all fisk, normalt gitt at det totale utbyttet ikke overstiger 75 individer (se beskrivelse av unntak nedenfor). Dette omfatter lengde, vekt, kjønn og ulike strukturer for aldersanalyse. Av resterende fisk tas lengde, mens vekt kan tas samlet for samme art fra samme garn. Dersom det er nødvendig med subsampling, skal dette likevel ikke gjøres innen enkeltgarn. Det betyr at starter man å prøveta fisk fra et garn skal man ta de samme prøvene fra all fisken i dette garnet. Det er viktig at fisk som representerer alle lengdekategorier blir prøvetatt. Det kan innebære fullt prøveprogram av flere enn 75 individer. Dersom det forekommer flere fiskearter i en innsjø, skal det likevel tas fullt prøveprogram av minimum 50 individer av hver art gitt tre arter, og 40 individ gitt fire arter eller flere. Dette er imidlertid avhengig av omfanget av undersøkelsen og hva som er praktisk mulig å gjennomføre. For enkelte arter der erfaring viser at bestanden kan omfatte svært mange aldersgrupper (f. eks. sik, abbor) kan det være nødvendig å aldersbestemme flere fisk, dvs. prøveta flere fisk fra de voksne lengdegruppene med fullt prøveprogram. For mindre arter som stingsild og ørekyt registreres bare lengde dersom disse artene da ikke er hovedfokus for prosjektet. Dersom det blir observert at ål har gått gjennom garna i form av avlagte slimringer, skal dette noteres. Det samme gjelder eventuelle spor etter niøye, som arr på fisken i garna. I tillegg til parametre angitt ovenfor, blir redskapstype (flyte- eller bunnngarn), stasjon og dybdeintervall notert for hvert enkelt individ. Strukturer (skjell, otolitt eller vingebain) som benyttes til aldersanalyse legges i egne konvolutter, der informasjon som er nødvendig for å kunne identifisere hvilken fisk prøven er tatt fra blir notert (som et minimum prøveløpenummer, sted og dato).

8.6.2 Prøvefiske med elektrisk fiskeapparat (EI-fiske) (NS 9455:2005)

Tettheten av ungfisk (laks og ørret) i rennende vann undersøkes ved bruk av elektrisk fiskeapparat, og metoden er utførlig beskrevet i Forseth & Forsgren (2008) og Larsen mfl. (2010).

Utstyr:

- Elfiskeapparat, batterier (2-3 pr apparat) samt ladere til batteriene
- Anodestenger med anodering (1 ekstra stang og anodering som reserve)
- Håvstenger (ta alltid med ekstra håvstang)
- Håvringer med egnet maskevidde (avhengig av størrelsen på fisken man skal fange)
- Tommeltotter (ta alltid med minst én ekstra)
- Bøtter
- Kurver eller bur for oppbevaring av levende fisk
- Bedøvelse
- Lengdemål
- Skjema og skrivesaker (blyant, vannfast tusj)
- Skjellkonvolutter
- Flasker og etanol til eventuell oppbevaring av fisk som man skal ta med
- Pinsett, liten saks
- Vadebukser/støvler
- GPS
- Kamera

Hvert fiskelag skal bestå av to personer som har gjennomgått nødvendig opplæring for bruk av elektrisk fiskeapparat. Elfisket skal utføres slik at det ikke bidrar til å spre sykdommer, parasitter eller andre organismer mellom vassdrag. Alt utstyr skal desinfiseres før forflytting til annet vassdrag og helst ved det vassdraget man flytter fra.

Skjema for elfiske (se vedlegg V8.6.2) fylles ut i felt for hver stasjon som fiskes, og skal bl.a. inneholde opplysninger om vanntemperatur, vannføring og ledningsevne under fisket samt koordinatene for stasjonen. Vannføringsdata kan i mange tilfelle hentes inn via målestasjoner som driftes av NVE og regulanter i det enkelte vassdrag eller via kalkdoseringssystemene der dette finnes. Dokumenter hver stasjon med bilder.

Registreringer av tetthet av ungfisk bør i hovedsak gjennomføres i løpet av august - oktober ved passende vanntemperatur (helst mellom 5 og 10 °C, jf. NS 9455:2005) og lav/moderat vannføring. Dersom dette ikke er mulig på grunn av vedvarende høy vannføring og/eller høy temperatur (> 15°C) utføres elfisket senere på høsten når vannføringen og temperaturen er akseptabel. Undersøkelser av smolt og presmolt gjennomføres på våren; mars-mai avhengig av tidspunktet for smoltutgang i vassdraget som skal undersøkes.

I henhold til standarden bør det fiskes på tre stasjoner per kilometer elv eller på minst tre stasjoner i elver kortere enn 1 km. Ved tetthetsundersøkelser avfiskes hver stasjon tre ganger med en pause på om lag 20 minutter fra slutten av en omgang til starten på neste. Batteriskift bør foretas mellom to lokaliteter og ikke mellom omganger. I den nyeste modellen av elfiskeapparatet (fra produsent TERIK) er det lagt inn en varsling (med lyd) når batterispenningen har kommet ned på 11,5 volt. Dette vil være en ekstra sikkerhet for at man har nok batterispenning til å fiske ferdig en stasjon og samtidig opprettholde en god kvalitet på innsamlingen.

Gjentatt overfiske for tetthetsberegning etter utfangstmetoden krever at det fanges et minimum antall fisk, og **en forutsetning for at beregningsmetoden kan brukes er at det fanges færre fisk for hver fiskeomgang**. Det anbefales at avfisket areal per stasjon er 100-150 m². Ideelt sett, for å oppnå gode tetthetsestimater, bør det fanges mer enn 50 fisk i første omgang. I mange tilfeller vil imidlertid en fangst på 50 fisk i første omgang kreve at arealet som overfiskes økes mye, noe som ofte ikke er gjennomførbart på stasjonen og som er svært tidkrevende. Det gir bedre resultat å heller øke antall stasjoner. Dersom det fanges færre enn 20 laksefisk (hvorav minst 10 ungfisk ≥1+) på 100-150

m² i første fiskeomgang bør fisket avsluttes på denne stasjonen og man forflytter seg til en ny stasjon. Tre gangers overfiske gjennomføres da bare på de stasjonene der det fanges flere enn 10 fisk $\geq 1+$ i første omgang. Resultatene fra disse stasjonene brukes til å beregne en fangbarhet som anses å gjelde for hele elva ved denne feltrunden. Man summerer den respektive fangsten i hver omgang for de stasjonene som tilfredsstillere dette kravet og beregner p (fangstsannsynligheten) for denne storpopulasjonen. Deretter brukes denne p -verdien for å beregne tettheten av fisk på de ulike stasjonene i elva. Dette er den anbefalte måten å beregne bestandstettheten i områder der det er lite fisk. Man kan da se på tettheten og utviklingen i 1) seksjoner av elva som omfatter flere stasjoner og/eller 2) utviklingen i hele vassdraget der alle stasjonene er slått sammen. Fisketettheten oppgis som antall individ per 100 m² elveareal og standardavvik bør oppgis.

All fisk artsbestemmes og lengdemåles til nærmeste millimeter etter fangst. Avhengig av formålet med undersøkelsen vil fisken enten bli sluppet ut igjen etter hensynsfull behandling, eller bli avlivet og brakt til laboratoriet for nærmere analyse. Fangst av andre arter enn den eller de artene som er i fokus for undersøkelsen skal også telles og noteres på skjemaet.

Aldersbestemmelse av ungfisk av laks og aure utføres ved at lengdefordelingen gir grunnlag for å dele inn ungfisken i to aldersgrupper; årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$). Kvalitetssikring av denne metoden kan gjøres ved å sikre skjellprøver/fiskforsenereanalyse.

Kvalitetssikring av arbeidet bør skje fortløpende i felt, gjennom interne rutiner og ved ekstern utveksling og diskusjon av resultater. Skjellprøver/otolitter lagres tørt og ikke alt for varmt. Fisk eller vevsprøver som er lagt på etanol bør lagres kjølig. Dette gjør at materialet er sikret for ettertiden, og at det også kan benyttes til andre analyser, bl.a. av DNA.

Referanser

- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488. 74 s.
- Larsen, B.M., Sandlund, O.T., Gabrielsen, S.E., Saksgård, L. & Saksgård, R. 2010. Metodiske utfordringer i undersøkelsene av ungfisk av laks og ørret i effektkontrollen i kalkede vassdrag. NINA Rapport 644. 37 s.

Oppsummeringstabell - Metoder i ferskvann

Kvalitets-element	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk Analyser	Minstekrav frekvens og omdrev	Anbefalt frekvens og omdrev	Måletidspunkt	Prøvested
Vannplanter	Artssammensetning	Semi-kvantitativskala 1-5	Båt, vannkikkert, kasterive/rive	Artsbestemmelse ved håndlupe/ lupe	Hvert 3. år	Omdrev: Basisovervåking: hvert 3. år, tiltaksovervåking: hvert 2. år	Juli til midten av september	Flere stasjoner i innsjøen (dekke ulike deler og habitat) fra strandsone til nedre voksegrense
	nedre grense	meter	Båt, vannkikkert, kasterive/rive (undervannskamera)					
Heterotrof begroing	Lammehaler (soppen <i>Leptomitus lacteus</i> eller bakterien <i>Sphaerotilus natans</i>)	Tykkelse (4 kategorier), Dekningsgrad (%) og artsbestemmelse	vading og vannkikkert	Tilpasset metode basert på tilsvarende systemer utviklet i Irland (McGarrigle & Lucey, 2009) og Storbritannia (Kelly et al. 2011, UKTAG 2012)	1 gang i året, dog helst ikke på sommeren (Mai-August) da UV-stråler hemmer veksten av bakterier	2 ganger i året	Vår (februar-april) og høst (oktober-desember)	10 meter lang elvestrekning
Plantep plankton	Klorofyll a	µg/l	NS-EN 16698:2015 (Erstatter NS 9459:2004)	NS 4767:1983 NB. ekstraksjons-middel må oppgis	6. mnd	Basisovervåking: Månedlig (6 per år, 4 per år nord for Saltfjellet) Tiltaksovervåking: hver andre uke (10-12 ganger per år)	Mai-oktober (juni-september nord for Saltfjellet)	Midt i innsjøen, helst over det dypeste punktet. Blandprøve fra overflaten til maksimum 2x siktedypet (eufotisk sone, benytt tabell i NS-EN16698:2015)
	Totalt volum	mm ³ /l ≈ mg/l		Identifisering og telling: NS-EN 15204 og Beregning av volum: NS-EN 16695:2015				
	PTI (Artssammensetning)							
	Cyano _{max} (Maksimalt volum for cyanobakterier)	mm ³ /l ≈ mg/l						

Kvalitets- element	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk Analyser	Minstekrav frekvens	Anbefalt frekvens	Måletidspunkt	Prøvested
Krepsdyr (bare kvalitative prøver, kvantitative prøver pt. ikke en del av overvåkingen)	Diversitet (Artssammensetning og antall arter), indikatorarter	Relativ forekomst, forekomst av indikatorarter	NS-EN 15110 (vertikale og horisontale håvtrekk, 90 µm, trekk lengde oppgis)	Fiksert materiale: subsampling + gjennomgang av hele prøven for å få med alle taksa, Identifisering: bestemmes til art		Minimum 3 per år gjennom vekstsesongen	vår/tidlig sommer (rundt stratifiseringstidspunktet), midtsommer og sen sommer/tidlig høst	Pelagisk og littoral. Pelagisk prøve: vertikalt håvtrekk midt i innsjøen, helst over det dypeste punktet. Litorale prøver: horisontale håvtrekk i strandsonen. Normalt to litorale prøver per innsjø som representerer forskjellig substrat. I større innsjøer må det tas flere prøver.
Bunndyr (innsjø)	Artssammensetning	Artsidentitet og antall	Sparkeprøve (NS-ENISO 10870, etter konkretisering beskrevet i eget metodekapittel)	Taksonomisk identifisering og opptelling	Minst ett år innenfor en 6-årsperiode	Ved økologisk tilstandsvurdering: bruk data fra 2 eller flere år innenfor en 6-årsperiode.	Fortrinnsvis to ganger i året, vår (normalt feb–jun) og høst (sep–nov). Tidspunkt tilpasses klimatiske forhold samt formålet med prøvetakingen	Flerestasjoner i innsjøen (3-10 stasjoner) samt utløpselv hvis mulig. Prøvetas i litoralsonen, fortrinnsvis på hardbunn (grovkornet). Innløpselv prøvetas dersom prøvetaking i litoralsonen ikke er mulig.
Bunndyr (elv)	Artssammensetning	Artsidentitet og antall	Sparkeprøve (NS-ENISO 10870, etter konkretisering beskrevet i eget metodekapittel)	Taksonomisk identifisering og opptelling	Minst ett år innenfor en 6-årsperiode	Ved økologisk tilstandsvurdering: bruk data fra 2 eller flere år innenfor en 6-årsperiode.	Fortrinnsvis to ganger i året, vår (normalt feb–jun) og høst (sep–nov). Tidspunkt tilpasses klimatiske forhold samt formålet med prøvetakingen	Problemkartlegging eller –overvåking: Minst 3 stasjoner. Overvåkningsaktivitet av elver over et større geografisk område på tvers av nedslagsfelt og administrative grenser 1-2 stasjoner. Substrat/habitat: Fortrinnsvis i strykparti.

Kvalitets-element	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk Analyser	Minstekrav frekvens	Anbefalt frekvens	Måletidspunkt	Prøvested
Fisk i innsjøer (gjelder kun basisovervåking, ikke store sjøer)	Fangstutbytte	Antall pr. 100 m ² garnareal	Garn NS-EN 14757 (Bunn garn, pelagiske garn, type nordisk oversiktsgarn)	Identifisering, telling. Arter med økologisk polymorfisme: sik: telling av gjellestaver; røye: foto av hel fisk for morfologi	Hvert 4. år	Hvert 2. år	August/september	Utvalgte stasjoner på bunnen (strandsone og profundal), pelagiske garn i dype sjøer (>20 m)
	Alder	år		Avhengig av fiskeart: skjell, otolitt, vingeben, gjellelokk	Hvert 4. år	Hvert 2. år	August/september	
	Lengde	mm	Målebrett for lengdemål i mm.		Hvert 4. år	Hvert 2. år	August/september	
	Vekt	gram	Vekter tilpasset fiskestørrelse; fra 0,1 g til 5 kg		Hvert 4. år	Hvert 2. år	August/september	
	Livsstadium	Kjønn og modningsstadium	Melke eller rogn	Modning: skala 1-3 (umoden), 4-6 (moden), 7 (tidl. gyter). Alternativt: Umoden eller moden.	Hvert 4. år	Hvert 2. år		
Fisk i elver	Fisketetthet	Antall pr. 100 m ² avfisket areal	Tre gangers overfiske	Forutsetning: antall fisk MÅ gå ned per runde!	Hvert 2. år	Hvert år	August-oktober (smolt/presmolt: mars-mai)	Utvalgte stasjoner i elva (tre per km elv, eller minst tre stasjoner i små elver)
	Lengdefordeling	mm	Målebrett					
	Aldersfordeling	år	Skjellprøver / øresteiner (otolitter)	Avlesing evt. inkl. tilbakeberegning				

Referanser

- Alve, E., Lepland, A., Magnusson, J., and BackerOwe, K., 2009. Monitoring strategies for reestablishment of ecological reference conditions: possibilities and limitations. *Mar. Poll. Bull.* 59: 297310.
- Carletti A, Heiskanen AS., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IESEUR23838EN/3
- Dolven, J.K., Alve, E., Rygg, B., Magnusson, J., 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecol. Indic.* 29: 219233.
- Hess, S., Alve, E., 2014. *Undersøkelser av den historiske oksygenutviklingen og naturtilstanden i Horten Indre Havn*, ISBN 978-82-91885-44-5, 63 s.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- ISO 16665. 2013 (2014 E). Water quality – Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macro fauna.
- Iversen, P.E, Lind, M.J., Ersvik, M., Rønning, I., Skaare, B.B., Green, A.M.V., Bakke, T., Lichtenthaler, R., Klungsøyr, J., Hylland, K. 2015. Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs. Miljødirektoratets rapportserie M-300. 60s.
- NS-EN ISO 16665:2013. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (ISO 16665:2014), 33 s.
- NS9410:2016. Norsk standard for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg.
- Pedersen, A., Borgersen, G., Folkestad A., Johnsen, T., Norling, K., Sørensen, K. (2012). Basisovervåking av kystvann – Trøndelag. Foreløpige resultater etter ett års undersøkelser i 2011. NIVA rapport 6415-2012.
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J. (2017). Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann.
- Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrenser og metodikk. Miljødirektoratets rapportserie M-333. 55s
- Rygg, B. 2002. Indicator species for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002.
- Rygg, B. 2006. Developing indices for quality-status classification of marine soft-bottom fauna in Norway. NIVA-rapport 5208-2006. 33 s.
- Rygg B. 2011. Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 6255-2011. 52s.
- Rygg, B. & Norling, K. 2013. Norwegian Sensitive Index (NSI) for marine macroinvertebrates, and an update of Indicator Species Index (ISI). NIVA-rapport 6475-2013. 48 s.
- Rygg, B. 2014. DI (density index). Density of marine macroinvertebrates as indicator of environmental status. NIVA-rapport 6654-2014.
- Shannon, C.E., Weaver, W.W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. 117s.
- Van Hoey, G., Bonne, W., Herrero, F.S., 2015. Intercalibration report for benthic invertebrate fauna of the North East Atlantic Geographical intercalibration group for Coastal Waters (NEA 1/26). ILVO Mededeling 191, ISSN 1784-3197, 80 s.
- Wentworth C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of geology* 30:377-392

9 Økologisk tilstand i kystvann

9.1 Innledning

Veilederen omfatter indekser og klassegrenser for bløtbunnsfauna, makroalger, ålegress og planteplankton. I tillegg til de biologiske kvalitetselementene er det gitt klassegrenser for fysisk-kjemiske kvalitetselementer.

Dette kapitlet inneholder utdypende informasjon om hvert kvalitetselement som inngår i klassifiseringssystemet for kystvann for påvirkningstypen eutrofiering, samt organisk belastning og sedimentering for bløtbunn. Delkapitlene omfatter indikatorer og parametere, metodikk for innsamling og analyse, krav til data og beregningsmetode, referansetilstand og klassegrenser for hvert kvalitetselement. Det er også gitt eksempel på bruk av klassifiseringsmetodikken.



Kystvann. Foto: Lise Sørensen

Oversikt over alle kvalitetselementene og indikatorene/ parameterne er angitt i Tabell 3.7 og Tabell 9.1.

9.2 Kvalitetselementer og parametere – en oversikt

Innen EU har det gjennom flere år foregått en interkalibrering for å sammenligne de ulike lands klassegrenser og for å sikre like klassegrenser for like belastninger.

Fra norsk side har interkalibreringen hittil omfattet følgende kvalitetselementer i kystvannforekomster:

- Fastsittende alger (makroalger): Algenes nedre voksegrense (MSMDI) for tre vanntyper på kysten av Skagerrak og artssammensetning i fjæresonen (RSLA) for tre vanntyper fra Nord-Vestlandet till Polarsirkelen.
- Bløtbunnsfauna: Norwegian Quality Index (NQI1) for alle vanntyper unntatt sterkt ferskvannspåvirkete vannforekomster.
- Planteplankton: Klorofyll a for utvalgte vanntyper.

Interkalibreringen av klassegrenser og videreutvikling av nasjonale klassegrenser vil revideres ettersom datagrunnlaget forbedres.

Tabell 9.1 Oversikt over kvalitetselementer, parametre og indekser i klassifiseringssystemet for kystvann.

	Biologiske kvalitetselementer				Kjemiske- og fysisk-kjemiske kvalitets- elementer som støtter de biologiske elementene.			Støtteparametre i sedimenter		Hydro- morfologiske kvalitets- elementer som støtter de biologiske kvalitets- elementene
	Plante- plankton	Makro- alger	Ålegress	Bløtbunns- fauna	Fysiske	Nærings- salter	Vannregion- spesifikke stoff	Organisk innhold	Korn- fordeling	
Para- meter/ indeks	Klorofyll a	Nedre vokse- grense: MSMDI Fjære- samfunn: RSLA, RSL	Nedre vokse- grense, tetthet og mengde filament- øse alger	Artsmangfold: ES100, H' Ømfintlighet: ISI2012 og NSi Sammensatt indeks: NQI1	Siktedyp Tempera- tur Salinitet Oksygen	Nitrat + nitritt, Fosfat, Total fosfor Total nitrogen, Ammonium	Grense- verdier for stoffer utover de priorit- erte. Se forøvrig kap. 11.	TOC og evt. glødetap	Sedi- ment- fraksjon	% påvirkning av substrat Dyp Struktur og substrat av kystsonen Struktur av tidevannss- sonen Strøm og eksponering

I klassifiseringen benyttes størrelsen EQR (økologisk kvalitetskvotient) som er forholdstallet mellom nåværende tilstand og referansetilstanden. Denne verdien ligger i intervallet 0-1 og de fem klassegrensene refererer til ulike EQR-verdier. Ennå er ikke EQR-verdier utarbeidet for alle kvalitetselement og parametre (se kap 3.5 for utfyllende informasjon om EQR).

For hydromorfologiske kvalitetselementer inneholder klassifiseringssystemet et forslag til klassifisering ved morfologiske endringer (kap 9.8).

For fysisk-kjemiske kvalitetselementer er klassegrensene ytterligere konkretisert i 9.7.

9.3 Planteplankton – Eutrofiering

Planteplankton responderer hurtig på endringer i vekstforholdene. Økte næringssalttilførsler (eutrofiering) kan føre til en økning av algebiomassen. Stor tilførsel av næringssalter kan resultere i at enkelte arter danner masseblomstringer utenom de naturlige blomstringsperiodene og at arts mangfoldet reduseres. For å vurdere effekter av eutrofi på planteplankton inneholder klassifiseringssystemet foreløpig kun en parameter for biomasse; klorofyll a. Metoden baserer seg på kjemiske analyser.

Tabell 9.2 Oversikt over regioner og vann typer (1-5) der det er aktuelt å bruke indeksen klorofyll a. – betyr at det ikke finnes indekser og klassegrenser utviklet for disse vann typene. n.a. betyr at vanntypen ikke finnes. Se Figur 3.2 for oversikt over regioner og vann typer.

	Vann- typer:	B Barentshavet	G Norskehavet Nord	H Norskehavet Sør	M Nordsjøen Nord	N Nordsjøen Sør	S Skagerrak
Åpen eksponert kyst	1	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a
Moderateksponert kyst/fjord	2	-	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a
Beskyttet kyst/fjord	3	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a
Ferskvannspåvirket fjord	4	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	Chl a	n.a.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5	-	-	-	-	-	-

9.3.1 Innledning

Planteplankton er små, frittlevende, encellede planter (alger) og er første ledd i marine næringskjeder. Flere faktorer påvirker veksten hos- og biomassen av planteplankton. De viktigste faktorene er næringssalter, lys, grad av vertikal omrøring og predasjon i vannsøylen. Planteplanktonet kan vokse i den delen av vannsøylen hvor det er tilstrekkelig med lys. Høyest algebiomasse forekommer vanligvis i de øvre 15 m. Planteplanktonets veksthastighet påvirkes i stor grad av miljøforholdene, forhold som stadig endres på grunn av meteorologiske, fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Disse endringene kan føre til betydelig variasjon i vekst, biomasse og artssammensetning innenfor korte tidsperioder og geografiske områder. Hvert år finner det sted en kraftig våroppblomstring som utnytter næringssaltene som er naturlig tilført den øvre delen av vannsøylen i løpet av vinteren. Gjennom resten av algenes vekstsesong kan det forekomme flere blomstringer av varierende intensitet. Planteplankton gjennomgår relativt faste sykluser og suksesjoner gjennom året, mens det er stor variasjon i biomasse av ulike arter innen og mellom årene.

9.3.2 Parametere som inngår i klassifiseringssystemet

Forkvalitetsparameteren planteplankton benyttes parameteren klorofyll a-konsentrasjon. Klorofyll a er et indirekte mål for algebiomasse, og algenes innhold av klorofyll a varierer med miljøforholdene de lever under (f.eks. endringer i lysintensitet og næringsforhold).



Planktonalger. Foto: Algelaboratoriet, Havforskningsinstituttet

9.3.3 Feltmetodikk og analysemetoder

Innsamling av prøver for analyse av klorofyll a skal gjennomføres i hele vekstsesongen for planteplankton. I Sør-Norge (til Stadt) skal innsamlingen starte i februar og avsluttes ved utgangen av oktober. I områdene nord for Stadt skal innsamlingen pågå fra og med mars til og med september. For begge områdene skal det foretas innsamling hver 14. dag de 2 første månedene, for å ha bedre mulighet for å fange opp våroppblomstringen. For resten av innsamlingsperioden gjennomføres månedlig prøvetaking. Hver overvåkingsperiode skal ha en varighet på minimum 3 år, men økt overvåkingsperiode (2x3år) gir bedre og sikrere datagrunnlag for tilstandsvurdering. En overvåkingsperiode over flere sammenhengende år er nødvendig for å fange opp naturlig variasjon i planteplanktonets biomasse og sammensetning. I forbindelse med tilstandsklassifisering skal minimum 3 års data benyttes (3 sammenhengende år). Prøvene skal være representative for den øvre delen av vannsøylen. Det skal foretas innsamling av vannprøver fra tre dyp: 0, 5 og 10 meter ved bruk av vannhenter for kjemisk analyse av mengden klorofyll a.

En målt mengde vannprøve filtreres gjennom et filter. Ved optimale lagringsbetingelser kan en vannprøve stå ca 1 døgn før prøven bør filtreres. Filteret fryses umiddelbart etter filtrering og holdes i frossen tilstand inntil analyse. Klorofyllet i algene på filteret ekstraheres ved bruk av en gitt mengde ekstraksjonsmiddel (acetone, metanol, etanol) som tilsettes filteret. Absorbans måles i ekstraktet i spektrofotometer i henhold til gjeldende metodikk (NS4766, NS4767, ISO10260:1992) eller ved bruk av kalibrert fluorometer (jfr Jamp Eutrophication monitoring guidelines; Chlorophyll a in water). Mengden klorofyll per liter sjøvann beregnes og oppgis som $\mu\text{g Chl/l}$. Ved rapportering av data angis hvilken analysemetode som er benyttet.

Selv om det i dag ikke foreligger et klassifiseringssystem for andre planteplanktonparametere enn klorofyll anbefales det at overvåkingsprogram inkluderer planteplankton artsammensetning. Data rapporteres sammen med kjemiske data til vannmiljø og vil utgjøre datagrunnlaget for utvikling av nye indekser for å tilfredsstille krav i direktivet. Overvåkning

av artssammensetning og mengde samler inn månedlig i vekstsesongen. Det tas ut minimum 100ml vannprøve fra 5m dyp som vil være representativt for de øvre vannlaget. Det skal benyttes nøytral lugol løsning som konserveringsmiddel. Prøvene oppbevares mørkt og ved jevn temperatur inntil de analyseres. Analysen av artssammensetning og mengde foretas i lysmikroskop der arter indentifiseres ned til artsnivå, eventuelt slektsnivå i henhold til NS-EN 15972:2011.

9.3.4 Krav til data og beregningsmetode for klassifisering

Ved tilstandsklassifisering skal data for minimum 1 overvåkingsperiode (3 sammenhengende år) benyttes. Vurderingen blir sikrere og gir bedre utsagnskraft dersom 6 år med data benyttes. Klassifiseringen ved bruk av klorofyll a skal gjøres etter beregning av 90persentil basert på middelerdien av målingene fra 0, 5 og 10m fra hver prøvetaking. Følgende formel brukes til å beregne middelerdien:

$$C_{0-10} = 1/3C_0 + 1/3C_5 + 1/3C_{10}$$

Excel funksjonen «Percentile.inc» benyttes til beregningen. Se vedlegg 9 for eksempel.

9.3.5 Referansetilstand og klassegrenser

Tallverdier for klorofyll a for referansetilstand og klassegrenser i de ulike økoregionene og vanntypene er angitt i Tabell 9.3. Når et mer omfattende datagrunnlag foreligger fra de ulike økoregioner og vanntyper, må det påregnes at klassegrensene i klassifiseringssystemet vil kunne justeres noe i forhold til dagens foreslåtte klassegrenser. For utvalgte vanntyper i økoregionene Skagerrak, Nordsjøen N og Norskehavet S er det foretatt en interkalibrering av grenseverdiene med nasjoner med tilsvarende vanntyper som det Norge har.

Tabell 9.3 Referanseverdier og klassegrenser for klorofyll a (µg/L) i de ulike økoregioner og vanntyper. *) Vanntypen sterkt ferskvannspåvirket inngår ikke i klassifiseringssystemet for planteplankton. **) Klassegrenser mangler pga. manglende data.

Region	Region fork.	Vanntype nr.	Vanntype	Salinitet	Referanse tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Skagerrak	S	1	Ekspionert	>25	2,57	<3,53	3,53-5,26	5,26-11	11-20	>20
		2	Moderat ekspionert	>25	3,13	<3,95	3,95-5,53	5,53-9	9-18	>18
		3	Beskyttet	>25	2,98	<3,92	3,92-6,9	6,9-9	9-18	>18
		5*	Sterk ferskvannspåvirket	5-25	-	-	-	-	-	-
Nordsjøen sør Nordsjøen nord Norskehavet sør Norskehavet nord	N M H G	1	Ekspionert	>30	2	<3	3-6	6-8	8-14	>14
		2	Moderat ekspionert	>30	1,7	<2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		3	Beskyttet	>30	1,7	<2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		4	Ferskvannspåvirket	18-<30	2	<2,6	2,6-4	4-6	6-12	>12
		5*	Sterk ferskvannspåvirket	5-18	-	-	-	-	-	-
Barentshavet	B	1	Ekspionert	>30	1,9	<2,8	2,8-5,5	5,5-8	8-12	>12
		2**	Moderat ekspionert							
		3	Beskyttet	>30	1	<1,5	1,5-3	3-6	6-10	>10

			4	Ferskvanns påvirket	18-30	0,9	<1,2	1,2-2	2-3	3-6	>6
			5	Sterkt ferskvanns påvirket	5-18	-	-	-	-	-	-

9.4 Fastsittende alger (Makroalger) - Eutrofi

Forfastsittende alger inneholder systemet indekser for påvirkningstypen eutrofiering. Klassifiseringssystemet basert på fastsittende alger dekker foreløpig tre vanntyper i økoregion Skagerrak, og fem vanntyper i økoregionene Nordsjøen sør, Nordsjøen nord og Norskehavet sør (Tabell 9.4).

Tabell 9.4 Oversikt over økoregioner og vanntyper (1-6) der det er aktuelt å bruke indeksene RSL/RSLA og MSMDI.							
	Vann-typer	B Barentshavet	G Norskehavet Nord	H Norskehavet Sør	M Nordsjøen Nord	N Nordsjøen Sør	S Skagerrak
Åpen eksponert kyst	1	-	-	RSLA 1-2	RSLA 1-2	RSLA 1-2	MSMDI 1
Moderateksponert kyst/fjord	2	-	-	RSLA 1-2	RSLA 1-2	RSLA 1-2	MSMDI 2
Beskyttet kyst/fjord	3	-	-	RSLA 3	RSLA 3	RSLA 3	MSMDI 3
Ferskvannspåvirket fjord	4	-	-	RSL 4	RSL 4	RSL 4	n.a.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5	-	-	RSL 5	RSL 5	RSL 5	
Oksygenfattig fjord *	6	Forberegning av MSMDI og RSLA/RSL kan man bruke klassegrensene til en annen vanntype med lignende eksponering og salinitet					

* For beregning av MSMDI, og RSLA/RSL i områder med vanntype 6 (oksygenfattig fjord) kan det benyttes klassegrensene til en annen vanntype (1-5) med lignende eksponering og salinitet. Naturlig oksygenfattede fjorder (vanntype 6) er vannforekomster der det er observert områder med naturlig lave oksygenkonsentrasjoner på grunn av lite eller ingen vannutsifting i vannforekomstens dypere deler. Dette er vannforekomster som ellers kan ha ganske ulike fysiske karakterer, for eksempel i fjæresonen som sjeldent er påvirket av lav vannutsifting. Informasjon om bølgeeksponering og saltholdighet for vannforekomster skal være tilgjengelig i Vann-nett.

9.4.1 Innledning

Fastsittende makroalger er alle større synlige alger som vokser på fjell, stein, andre faste strukturer og på andre alger eller dyr langs kysten. Ulike arter finnes i soner nedover i fjæra og ned til nederste voksedyp for alger. De har ikke mulighet for å flytte til andre steder dersom forholdene skulle bli dårligere og er derfor gode indikatorer på en eventuell forverring av forholdene de lever under. Artssammensetning og sonering varierer med lysforhold, temperatur, saltholdighet, bølgeeksponering, strøm og næringstilgang som nitrogen og fosfor. Ulike arter lever i konkurranse med hverandre om tilgjengelig substrat, og algesamfunnet vil reflekteres av de arter som er best tilpasset de fysiske forholdene. Dersom tilgangen til næring endres vil også artssammensetningen og soneringen endre seg. Det er dette som ligger til grunn for indeksene. For Norge er det foreløpig utviklet to typer indekser for fastsittende alger.



Makroalger Foto: Janne Gitmark, NIVA

9.4.2 Beskrivelse av indeksene som inngår i klassifiseringssystemet

Nedre voksegrense for et utvalg lett gjenkjennelige opprette alger (Nedre voksegrenseindeks- MSMDI)

MSMDI står for Multi Species Macroalgae Depth Index og beregnes som nedre voksegrense for et utvalg av lett gjenkjennelige opprette (altså ikke skorpedannende) algearter. Valget av nedre voksegrense som indikator for disse algene er basert på kunnskapen om at algenes vekst begrenses av lysgjennomtrengeligheten, som reduseres av overgjødning (eutrofiering) og blant annet mengden partikler i vannmassene.

Basert på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensete områder og ekspertvurderinger, er det foreløpig utviklet klassegrenser basert på nedre voksgrenser for 9 utvalgte alger i økoregion Skagerrak, i vanntypene 1, 2 og 3; disse betegnes henholdsvis som MSMDI 1, MSMDI 2 og MSMDI 3.

Grundigere beskrivelse av metodikk og utregning av indekser er gitt i kapittel 9.4.3.

Multimetrisk indeks som baserer seg på artssammensetningen i fjæresonen (Fjæreindeks – RSLA/RSL)

RSL og RSLA står for «Reduced Species List» med og uten dekningsgrad (Abundance). Indeksen er en multimetrisk indeks som beregnes ut fra artssammensetningen av makroalger i fjæresonen, samt en artsmessig justering for fysiske forhold i fjæra.

RSL er en eldre indeks, hvor kun artenes tilstedeværelse registreres, som benyttes i ferskvannspåvirkede fjorder. For RSLA gis det i tillegg en mengdeangivelse (prosent dekningsgrad eller forekomst etter en semi-kvantitativ skala) for den enkelte art. En artsliste ligger til grunn for hvilke arter som skal brukes i beregningen av indekser. Listen inneholder arter som har naturlig tilhørighet i vanntypen og som man forventer å finne i hele vanntypens utbredelse. Per i dag er det utviklet klassegrenser for økoregionene Nordsjøen sør, Nordsjøen nord og Norskehavet sør, i vanntypene 1 – 5; disse betegnes henholdsvis som RSLA1-2, RSLA3, RSL4 og RSL5. Det er også laget artslistene for økoregionene Norskehavet nord og Barentshavet, men her er foreløpig ikke klassegrensene utviklet.

Grundigere beskrivelse av metodikk og utregning av indekser er gitt i kapittel 9.4.3.

9.4.3 Metodikk, krav og anbefalinger til stasjonsplassering og gjennomføring

Innsamlingene av data foretas helst i perioden juli til og med september.

Det anbefales å undersøke minimum 2 lokaliteter/stasjoner i hver vannforekomst (VF). For å øke sikkerheten i beregningene av økologisk tilstand basert på fastsittende makroalger, bør en velge stasjoner med mest mulig like fysiske forhold, dvs. hellning på transekt ned i dypet og fjæra, substrat, fjærepytter, himmelretning, strømforhold, utsatthet for isskuring/sandskuring, eksponering og sedimentering. Ved å foreta en slik utvelgelse basert på like fysiske karakteristika vil en redusere variasjon grunnet ulike fysiske forhold og bli mer sikker på at de statusverdiene som beregnes for vannforekomsten er riktige.

Stasjonene bør plasseres på områder som er «typisk» for vannforekomsten/vanntypen. For eksempel bør ikke stasjonen plasseres i le bak et nes, hvis de ligger i vanntypen åpen, eksponert kyst. Men tenk også på at stasjonen skal kunne gjenbesøkes under potensielt dårligere værforhold, og ikke plasser stasjonen på et vanskelig tilgjengelig sted. Stasjonsplasseringen skal dokumenteres med GPS-posisjon og bilder.

Beskrivelse av beregningen av indeksene er gitt i kapittel 9.4.4.

Skjema for feltregistreringer for de ulike indeksene er gitt i vedlegg V9.2.

Nedre voksegrenseindeks MSMDI

Stasjonsplassering

Stasjonen bør ha kontinuerlig hardbunn (fjell, stein) ned til 30 meter, eller i alle fall dyp større eller lik referansedypet til minst 3 av artene. Det bør unngås områder med lite strøm og høy sedimenteringsrate. Det bør også unngås å legge stasjonene til områder med mer enn 70 graders helning på substratet, da det generelt er mindre algevegetasjon på vertikale fjellvegger og overheng enn på slakt skrånende fjellbunn.

Ved opprettelse av nye stasjoner anbefales det å sjekke dybdeforholdene ved stasjonene på sjøkart eller i GIS før feltarbeidet. Det er også anbefalt å sjekke stasjonens egnethet med et nedsenkbart undervannsvideokamera før endelig stasjonsplassering.

For å kunne følge samme lokalitet ved en trendovervåking, bør man undersøke samme dykketransekt i oppfølgende overvåking, og det anbefales derfor at det også registreres dykkeretning (kompassretning) og avstanden fra land ved transektstart (anslått meter fra land boblene fra dykker er). Klokkeslett for undersøkelsen skal noteres slik at registreringene kan tidevannskorrigeres i etterkant.

Gjennomførelse

Innsamling av data foretas ved hjelp av dykking med trykkluft. Dykkeren som foretar registreringen, skal være faglig kvalifisert til å foreta registrering av alger og som minimum kunne bestemme nedre voksegrense for de artene som inngår i indeksen. Bruk av droppkamera er dårlig egnet til bestemmelse av MSMDI, og skal ikke benyttes. Dykkeren starter på laveste dyp (maksimalt 30 meter) hvor det er egnet substrat for makroalger og svømmer sakte oppover mot overflaten i et sikk-sakk-mønster (Figur 9.1). Det kreves ikke noen bestemt bredde eller retning på transektet, men det er anbefalt at registreringen foretas i et belte på ca. 10 m bredde, eller bredere. Nedre voksegrense registreres på skjema av dykker eller av assistent på land når kommunikasjon benyttes. Det er anbefalt at dykker tar med prøveboks for evt. Prøvetaking av arter, fotoapparat og skriveplate (dersom dykker selv foretar noteringen).

Artslisten for Skagerrak inkluderer per i dag ni arter. Disse er: krusflik (*Chondrus crispus*), svartkluft (*Furcellaria lumbricalis*), skolmetang (*Halidrys siliquosa*), sukkertare (*Saccharina latissima*), krusblekke (*Phyllophora pseudoceranooides*), hummerblekke (*Coccolytus truncatus*), teinebusk (*Rhodomela confervoides*), fagerving (*Delesseria sanguinea*) og eikeving (*Phycodrys rubens*).

Nedre voksedyp for de ni utvalgte artene registreres. Nederste voksedyp for en art er det dyp hvor en art forekommer som minimum spredt forekomst, altså med en dekningsgrad større enn ca. 5 %. Det anbefales at dypet registreres med en desimal, for å gjøre det enklere å avgjøre verdi dersom nedre voksedyp faller på en grenseverdi kap 9.4.4. De individene som vurderes, skal være utvokste individer i stand til å reprodusere (altså, ikke juvenile) (Figur 9.2). Ved usikker artsbestemmelse bør en prøve tas med opp for nærmere identifisering.

I tillegg til nedre voksedyp for de ni artene bør det også registreres (på stasjonsnivå):

- Informasjon om tidevannsforskjeller på stasjonen
- Observatør
- Strømhastighet (subjektivt anslag: stille, moderat, sterk)
- Sikt (meter)

På startdyp og ved hver artsregistrering (minimum) bør det også registreres:

- Substrat (fjell, stein, grus, sand, skjellsand, bløtbunn),
- Bunnens/substratets helningsgrad
- Sedimentasjonsgrad (prosent dekke eller semi-kvantitativt anslag (spredt (0- 25 %), vanlig (25- 75 %), dominerende (75 – 100 %))

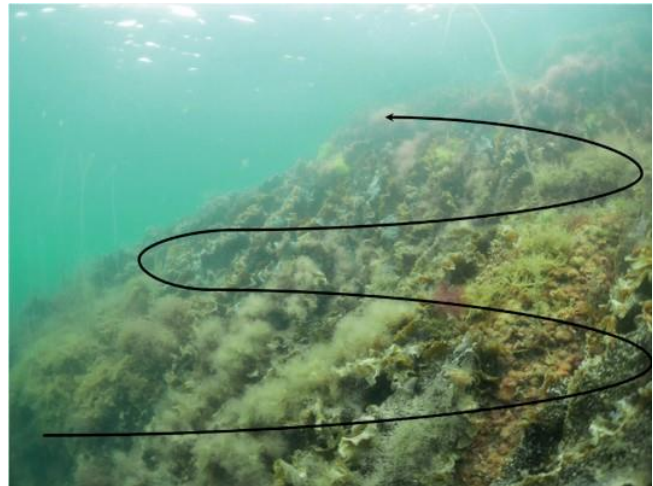
Som tilleggsmasjjon, og for viderutvikling av makroalgeindeksene, anbefales det at det også registreres:

- Dypet hvor det blir registrert enkeltfunn og vanlig forekomst (>25 %) av artene
- Dypet hvor 5 % dekke av opprette alger forekommer.
- Andre arter som forekommer i store tettheter (dybdeutbredelse og forekomst). For eksempel vil høye tettheter av sekkedyr eller kråkeboller kunne påvirke vekstforholdene til algene (Figur 9.3)
- Utbredelse av masseforekomster av påvekstalger bør også registreres

Registreringsskjema gitt i vedlegg 9.2 fylles ut og legges ved som vedlegg ved rapportering av undersøkelene.

Utrekning av EQR til indeksen

Registrert nedre voksedyp for hver art på stasjonen gis poeng alt etter hvor langt unna referansedyptet det registrerte dypet er. Poeng for stasjonen beregnes som middelverdi av poengsummen for alle artene. nEQR-verdien beregnes deretter i forhold til referanseverdien som er 5 (svært god) (tabell 9.4 – 9.6). Grundigere beskrivelse av beregningen av indeksene er gitt i vedlegg 9.2.



Figur 9.1. Foreslått svømmemønster til dykker som registrerer nedre voksegrense. Foto: Janne Gitmark, NIVA



Figur 9.2. Nedre voksedyp til juvenile (ikke utvokst) individer, her sukkertare, skal ikke benyttes i MSMDI indeksen. Foto: Maia Røst Kile, NIVA



Figur 9.3. Store forekomster av kråkeboller og sekkedyr kan påvirke vekstforholdene til algene, og forekomst og dybdeutbredelse bør noteres ved nedre voksegrenseundersøkelser. Foto: Janne Gitmark, NIVA

Fjæresoneindeks – RSLA/RSL

Stasjonsplassering

Fjæra må være dominert av hardbunn (fjell og/eller stein), og det bør unngås områder med utpreget isskuring eller sandskuring. Variasjoner i de fysiske forhold i fjæra blir tatt hensyn til ved å beregne fjærepotensialet til stasjonen. Stasjonsplasseringen skal dokumenteres med GPS-posisjon og bilder. Posisjoner tas enten i midten av strandlinjen som undersøkes, eller i endepunktene.

Gjennomførelse

Fjæreundersøkelsene utføres etter Norsk Standard NSEN ISO 19493. En fjærelokalitet med minimum 8 m (maksimalt 15 m) strandlinje kartlegges. Stasjonens vertikale utstrekning går fra supralittoralen (helt øverst i fjæresonen) til øvre del av sublittoralen (laveste lavvann). For områder med smal tidevannssone, som i Nordsjøen sør, inkluderes øverste del av sjøsonen (1-1,5 dybdemeter) i registreringene. Vannstands- og tidevannsinformasjon på stasjonen kan finnes på Kartverkets side «se havnivå». Bredden til de dominerende vegetasjonssonene bør måles ved å strekke et målbånd fra øverst til nederst i fjæresonen.

Stasjonens fysiske forhold registreres på et stasjonsskjema for verdisetting av fjæra (fjærepotensialet) (vedlegg 9.2). Skriv ut ett skjema for hver stasjon som er planlagt undersøkt og fyll ut i felt. Her angis hvorvidt vannet er turbid (grumsete) og om det er synlige tegn på sand- eller isskuring. Videre gis en individuell score for ulike karaktertrekk ved habitatet, for eksempel om fjæra er dominert av små kløfter, oppsprukket fjell, små eller store steiner og andre strukturer som gjør at overflaten øker og at habitatet har mange ulike nisjer for algevekst. Hovedfokus skal være på habitater, men inkluderer subhabitat hvor de utgjør en stor andel av fjæra. Det er kun de dominerende habitat/subhabitat som skal registreres (maks to habitat og to subhabitat per stasjon). Observatørens navn bør også noteres på stasjonsskjemaet.

Det anbefales at feltregistreringene gjøres ved snorkling mellom mid-tidevann og høyvann slik at algene ses oppreist i vannet. Anbefalt registreringstid er ca. 30 minutter på hver stasjon. Dersom undersøkelsen gjøres ved lavvann bør en bruke lenger tid (en time per stasjon), og ta flere prøver, da artsbestemming er vanskeligere når artene ligger kollapset i fjæra. Mangelfull registrering kan føre til uriktig klassifisering. Observatør bør ha med skiveplate, pinsett, prøveboks for prøvetaking av arter og fotoapparat.

Alle fastsittende makroalger og fastsittende/lite bevegelige dyr registreres etter en 6-delt semi-kvantitativ skala:

- 1 – enkeltfunn
- 2 – spredt forekomst (0 – 5 % dekningsgrad)
- 3 – frevent forekomst (>5 – 25 % dekningsgrad)
- 4 – vanlig forekomst (>25 – 50 % dekningsgrad)
- 5 – betydelig forekomst (>50 – 75 % dekningsgrad)
- 6 – dominerende forekomst (>75 – 100 % dekningsgrad)

For større solitære dyr, som f.eks. sjøanemoner kan antall individer registreres i stedet for dekningsgrad. Løstliggende alger skal ikke inkluderes, men dersom det er store forekomster av løstliggende alger på stasjonen bør det noteres. Forekomsten av alger og dyr registreres for de separate vegetasjonssone. Dvs., dersom f.eks. sauetang er dominerende helt øverst i fjæresonen registreres forekomsten som 6, selv om dekningsgraden av sauetang på hele stasjonen er lavere. Kun algene brukes for å beregne indeks for fjæresamfunn, men forekomsten av dyr kan være med på å gi forklaringer på tilstanden på stasjonen.

Store rur- og/eller blåskjellnedslag kan vanskeliggjøre registrering av mindre arter i fjæra, og store forekomster av andre arter som kan ha stor beiteeffekter (f.eks. strandsnegl og kråkeboller). Er slike effekter tydelige må det kommenteres ved rapportering, og hensyn må tas ved bestemmelse av økologisk tilstand og vurdering av evt. tiltak.

Flora og fauna identifiseres til lavest mulige taksonomiske nivå. De arter som ikke kan artsbestemmes i felt tas med for nærmere identifisering under lupe/mikroskop. Anbefalt litteratur til artsbestemmelse er bl.a. Rueness 1976 og litteraturserien «Seaweeds of the British Isles». Nomenklaturen benyttet i foreliggende veileder er oppdatert fra www.algaebase.org (Guiry m.fl., søkt februar 2017). Vær derfor oppmerksom på at flere av artene i artsbestemmelseslitteraturen har endret navn.

Registreringsskjema gitt i vedlegg 9.2 fylles ut og legges ved som vedlegg ved rapportering av undersøkelsene.

Utrekning av EQR til indeksen

De fysiske karaktertrekkene ved stasjonen (fra stasjonsskjemaet) gir grunnlag for en poengsum som omregnes til en normaliseringsfaktor, såkalt fjærepotensiale (tabell 9.9). Artsantallet blir justert i forhold til hvor godt egnet stasjonen er for vekst av alger. Normaliseringen gjøres ut fra den kunnskap at på en stasjon med glatt fjell, vil en forvente å finne få arter. En slik stasjon vil ha en høy faktor for normalisering av artsantall (F) for å justerer den lave poengsummen og det lavt predikert artsantallet på denne stasjonen opp til en ny, høyere normalisert poengsum. Motsatt – i en fjære som er meget varierende med oppsprukket fjell, med overheng, store steiner etc., vil en forvente et høyt artsantall. En slik antatt artsrik fjære vil ha en lav F-verdi for å justere ned den forventede høye poengsummen på stasjonen. Det normaliserte artsantallet inngår i beregningen av EQR-verdien for parameteren «justert artsantall».

Artslister ligger til grunn for hvilke arter som skal brukes i beregningen av indeksen. Listene inneholder arter som har naturlig tilhørighet i vanntypen og som man forventer å finne i hele vanntypens utbredelse (vedlegg 9.2). For hver av artene på listen oppgis også egenskaper knyttet til hvorvidt arten har opportunistiske trekk eller ikke og hvilken økologisk statusgruppe (Ecological Status Group, ESG) de tilhører. Flerårige arter eller arter som kommer senere i en suksesjon eller reetablering av et makroalgesamfunn kategoriseres som ESG 1, mens ettårige og/eller rasktvoksende arter kategoriseres som ESG 2. Hver arts opportunistklasse og økologiske statusgruppe er lik i alle vanntypene. Opportunist- og ESG-klassifiseringen inngår i enkelte av parameterne i indeksen.

EQR-verdier beregnes for alle parameterne som inngår i indeksen. Parameterne er: Normalisert artsantall, prosentandel av grønnalger, rødalger og brunalger, summert forekomst av grønnalger og brunalger, forholdstall mellom ESG1- og ESG2-arter og prosentvis andel opportunister. Normalisert EQR-verdi (nEQR) for stasjonen beregnes som en middelvei av delparameterne EQR-verdier. RSLA og RSL indeksene har ulike parametere som inngår i beregningsgrunnlaget for de ulike vanntypene.

Grundigere beskrivelse av beregningen av indeksene er gitt i kapittel 9.4.4.

9.4.4 Beskrivelse av utregning av EQR til makroalgeindeksene og klassegrenser.

Her foreligger beskrivelse av beregningen av de to makroalgeindeksene i detalj med tilhørende klassegrenser for de forskjellige økoregionene og vanntypene.

Finn først indeksen som skal benyttes, og deretter klassegrensene for den økoregionen og vanntypen som den undersøkte stasjonen/lokaliteten ligger i.

Nedre voksegrenseindeksen – MSMDI

Klassegrenser for nedre voksegrenseindeksen (tabell 9.4, 9.5 og 9.6) er foreløpig kun utviklet i økoregion Skagerrak (S) for vanntypene:

- 1 – åpen eksponert kyst – MSMDI 1
- 2 – moderat eksponert kyst/fjord – MSMDI 2
- 3 – beskyttet kyst/fjord – MSMDI 3

De ni artene som inngår i klassifiseringskjemaet. Artene er:

- Krusflik - *Chondrus crispus*
- Svartkluft - *Furcellaria lumbricalis*
- Skolmetang - *Halidrys siliquulosa*
- Sukkertare - *Saccharina latissima*
- Krusblekke - *Phyllophora pseudoceranoides*
eller Hummerblekke - *Coccotylus truncatus*
- Teinebusk - *Rhodomela converfoides*
- Fagerving - *Delesseria sanguinea*
- Eikeving - *Phycodrys rubens*

Artene må være voksne individer som er i stand til å formere seg. For å kunne beregne indeksen må minst tre av artene være til stede på stasjonen.

For hver av de ni artene som er med i beregningen av MSMDI er det satt et referansedyp som representerer det dypet hvor en vil forvente å finne arten dersom påvirkning fra menneskelig aktivitet er minimal. I tillegg finnes klassegrenser for ulike intervaller av nedre voksegrense dårligere enn referansetilstand. I utregningen av indeksen gis det poeng avhengig av hvor langt ned arten er observert. Den dypeste klassen gir 5 poeng, den neste gir 4 poeng, osv. ned til 2 poeng. Verdien 0 gis dersom arten er forsvunnet men har vært funnet der tidligere. Arter som aldri er blitt funnet på stasjonen er ikke med i beregningen. For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene. Dvs. at dersom begge artene ble registrert på stasjonen, hummerblekke på 20 m og krusblekke på 15 m, benyttes registreringen av hummerblekke i utregningen.

Artenes nedre voksegrense må ikke være begrenset av mangel på substrat eller at dykkeren ikke kan gå dypt nok. Dersom det kun ble dykket til 15 m, og hummerblekke, fagerving og eikeving ble registrert i spredt forekomst på 15 m skal ikke disse registreringene tas med i beregningen. Det er fordi maks poeng (5) gis kun på registreringer på dyp større enn 15 m. Dersom noen av de andre artene på listen ble registrert i spredt forekomst på 15 m kan de inkluderes da maks verdi gis på registreringer på 15 m dyp. Det må vises tydelig ved rapportering at enkelte arter ikke er inkludert i beregningen, og utsagnskraften vil være mindre enn om det ble dykket dypere enn referansedypet til alle artene.

Utregning:

1. Hver art får poeng iht. klassegrensene som er satt for MSMDI for respektive vanntype (MSMDI 1, 2 eller 3).
2. I tilfelle arten har vært registrert tidligere på stasjonen, men ikke funnet i registreringsåret, skal antall poeng angis som 0, ellers skal den ikke inngå i beregningen.
3. Poengene summeres og deles på antall arter som er registrert på stasjonen. Husk 0 for arter som tidligere har forekommet på stasjonen, men som ikke er registrert under det aktuelle registreringsår. Denne arten skal også være med i gjennomsnittsberegningen.
4. Middelverdien deles så på 5, som er referanseverdien, og du får da EQR-verdien.
5. Dersom det undersøkes flere stasjoner i en vannforekomst får du normalisert EQR-verdi (nEQR) ved å regne middelverdien av EQR-verdiene.
6. Klassegrensene for EQR og nEQR-verdiene er vist i tabell 9.7.

Klassegrensene for MSMDI

Tabell 9.4 MSMDI 1 (S1 – åpen eksponert kyst (NEA10)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter (unntatt i kolonnen lengst til høyre som angir verdi hvis forsvunnet).

Arter(Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x	0 poeng hvis arten er forsvunnet pga. antropogene aktiviteter *
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	18	13	9	5	0	Forsvunnet=0
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	12	9	5	0	Forsvunnet=0
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	14	10	8	4	0	Forsvunnet=0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	12	9	5	0	Forsvunnet=0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccolytus truncatus</i> **	30	22	18	9	0	Forsvunnet=0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	12	9	5	0	Forsvunnet=0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	30	22	18	9	0	Forsvunnet=0
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	29	22	17	9	0	Forsvunnet=0

* I tilfelle arten har vært registrert tidligere på stasjonen, men ikke funnet i registreringsåret, skal antall poeng angis som 0, ellers skal den ikke inngå i beregningen.

** For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene.

Tabell 9.5 MSMDI 2 (S2 – moderat eksponert kyst/fjord (NEA8a)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter (unntatt i kolonnen lengst til høyre som angir verdi hvis forsvunnet).

Arter(Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x	0 poeng hvis arten er forsvunnet pga. antropogene aktiviteter *
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	8	5	3	0	Forsvunnet=0
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	10	7	4	0	Forsvunnet=0
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	10	8	5	3	0	Forsvunnet=0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	10	7	4	0	Forsvunnet=0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccolytus truncatus</i> **	22	18	12	6	0	Forsvunnet=0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	12	7	4	0	Forsvunnet=0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	25	18	12	6	0	Forsvunnet=0
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	22	15	10	5	0	Forsvunnet=0

* I tilfelle arten har vært registrert tidligere på stasjonen, men ikke funnet i registreringsåret, skal antall poeng angis som 0, ellers skal den ikke inngå i beregningen.

**For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene

Tabell 9.6 MSMDI 3 (S3 – beskyttet kyst/fjord (NEA9)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter (unntatt i kolonnen lengst til høyre som angir verdi hvis forsvunnet).

Arter (Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x	0 poeng hvis arten er forsvunnet pga. antropogene aktiviteter *
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	10	7	4	0	Forsvunnet=0
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	12	8	4	0	Forsvunnet=0
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	12	10	7	4	0	Forsvunnet=0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	12	8	6	3	0	Forsvunnet=0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccolytus truncatus</i> **	14	10	8	4	0	Forsvunnet=0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	15	12	8	4	0	Forsvunnet=0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	17	13	9	5	0	Forsvunnet=0
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	16	13	8	4	0	Forsvunnet=0

* I tilfelle arten har vært registrert tidligere på stasjonen, men ikke funnet i registreringsåret, skal antall poeng angis som 0, ellers skal den ikke inngå i beregningen.

** For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene

Se vedlegg 9.2 for feltregistreringsskjema og eksempel på bruk av MSMDI indeksen.

Tabell 9.7. Oversikt over EQR og nEQR verdi for nedre voksegrense (MSMDI) indeksen.

EQR/nEQR verdi	Tilstand
1,00-0,80	Svært god
0,80-0,60	God
0,60-0,40	Moderat
0,40-0,20	Dårlig
0,20-0,00	Svært dårlig

Fjæreindeksen (RSLA/RSL)

Bruk av denne indeksen er todelt. Registreringen består først av en fysisk beskrivelse av fjæresonen som benyttes til å normalisere forventet artsantall i fjæra ut fra fjæras fysiske karaktertrekk. Deretter registreres alle fastsittende alger og fastsittende/sakte bevegelige dyr semikvantitativt. Ut fra en artsliste som er tilpasset vanntypen som undersøkes, beregnes økologisk tilstand.

Artslister er utviklet for alle økoregionene, men klassegrenser for fjæreindeksen (tabell 9.10, 9.11, 9.12 og 9.13) er foreløpig kun utviklet for økoregionene Nordsjøen sør (N), Nordsjøen nord (M) og Norskehavet Sør (H) i vanntypene:

- 1 – åpen eksponert kyst – RSLA 1-2
- 2 – moderat eksponert kyst/fjord – RSLA 1-2
- 3 – beskyttet kyst/fjord – RSLA 3
- 4 – ferskvannspåvirket fjord – RSL 4
- 5 – sterkt ferskvannspåvirket fjord – RSL 5

Ved utregning av EQR-verdier foretas en omregning av dekningsgrad til en skala fra 14 iht. tabell 9.8. Det skal likevel benyttes 1-4 skalaen ved registrering i felt, da det tas sikte på å endre klassegrensene ved et senere tidspunkt til den nye seksdelte skalaen. Forekomsten av artene skal deretter transformeres etter formelen e^x hvor e er den naturlige logaritmen og x er forekomsten av arten i skalaen 1-4 (se kolonnen til høyre i 9.8). Dette gjelder bare for RSLA. For RSL skal kun tilstedeværelsen av artene registreres (markeres med verdien 1).

Tabell 9.8 Semikvantitativ vurdering av dekningsgrad/forekomst.					
Forskjellige skalaer kan benyttes til vurdering av mengde/biomasse/dekningsgrad i felt, - men 6-delt "Ny 2011"-skalaen anbefales.					
% Dekning	Ny 2011	1990- 2011	1980 - 1990	Andregamle <1980	Omregnes til følgende i RSLA
Enkeltpunkt	1	1	E	e	2,7183
0 - 5	2	2	S	rr	7,3891
5 - 25	3			r	
25 - 50	4	3	V	c	20,086
50 - 75	5			cc	
75 - 100	6	4	D	d	54,598

Prosedylene for å beregne økologisk tilstand går ut på å beregne EQR for flere parametere som til slutt skal gå inn i en samlet normalisert EQR (nEQR) for stasjonen. Ulike parametere inngår i indeksene for de ulike vanntypene

Følgende parametere beregnes:

- Prosentandel grønnalger i forhold til totalt antall arter (antall arter på stasjonen som inngår i redusert artsliste (RSL eller RSLA))
- Prosentandel rødalger i forhold til totalt antall arter (antall arter på stasjonen som inngår i redusert artsliste (RSL eller RSLA))
- Prosentandel brunalger i forhold til totalt antall arter (antall arter på stasjonen som inngår i redusert artsliste (RSL eller RSLA))
- Normalisert artsantall (justert antall arter) (RSLA og RSL)
- ESG 1/ESG 2 forhold (RSLA og RSL)
- Prosentandel opportunistarter i forhold til totalt antall arter (antall arter på stasjonen som inngår i redusert artsliste (RSL eller RSLA))
- Sum forekomst av brunalger (RSLA)
- Sum forekomst av grønnalger (RSLA)

Tabell 9.9 Forhold mellom poengberegning av fjæra og tilhørende faktor for normalisering av artsantall.

Fjærebeskrivelse	Predikert artsrikhet	F=Fjærepotensiale Faktor for normalisering av artsrikhet
5	22,66	1,72
6	23,62	1,65
7	24,7	1,58
8	25,89	1,51
9	27,22	1,44
10	28,7	1,36
11	30,36	1,29
12	32,2	1,21
13	34,25	1,14
14	36,53	1,07
15	39,08	1
16	41,91	0,93
17	45,07	0,87
18	48,58	0,8
19	52,5	0,74
20	56,87	0,69

Utregning:

1. Summér poengene for beskrivelsen av fjæra (fra stasjonsskjema). Det skal legges til 3 poeng for justering for norske forhold (lagt inn i stasjonsskjemaet).
2. Ut fra de poengene (Sum poeng) som er beregnet for stasjonens fysiske karakteristika, finnes tilhørende fjærepotensiale (F = Faktor for normalisering av artsrikhet) som benyttes for å normalisere artsantall mot stasjonens fysiske karakteristika (tabell 9.9). Normaliseringen gjøres ved at en multipliserer observert artsantall (antall arter på stasjonen som inngår i redusert artsliste (RSL eller RSLA)) med (F) iht. stasjonens poengsum. Du får da et normalisert artsantall som kan klassifiseres.
3. Artslister med et redusert utvalgt arter finnes i vedlegg 9.2. Det finnes 3 artslistene. Vanntype 1 og 2 benytter samme artsliste (RSLA 12), vanntype 3 har en egen artsliste (RSLA 3) og vanntype 4 og 5 benytter samme artsliste (RSL 4-5).
4. Velg den artslisten som korresponderer med den vanntypen hvor stasjonen ligger, og overfør artene fra feltregistreringsskjemaet (vedlegg 9.2) til den reduserte artslisten (vedlegg 9.2)
5. Husk å regne om forekomsten til en 1-4 skala når du overfører verdiene over til artslisten for RSLA 1-2 og RSLA 3.
6. For RSL 4 og 5 skal kun tilstedeværelsen av artene registreres. Markeres med verdien 1.
7. Transformerer verdiene for forekomsten av artene etter formelen e^x hvor e er den naturlige logaritmen og x er forekomsten av artene i skalaen 1-4 (tabell 9.8). Dette gjelder bare for RSLA.
8. Summer antall rødalger, grønnalger, brunalger, opportunistar, ESG 1 og ESG 2 arter. Egenskapene til artene er beskrevet i egne kolonner i artslistene.
9. Summer forekomst for brunalger og grønnalger. Husk at det er de transformerte verdiene (e^x) som skal summeres. Gjelder kun for RSLA-indeksene.
10. Beregn forholdstallet ESG 1 / ESG 2. Det kan være tilfeller hvor ESG-forholdstallet er høyere enn den øverste

klassegrensen for tilstandsklasse «Svært god» (f.eks. for RSL 4 er øvre klassegrense 1). Dersom det skjer benyttes den øvre klassegrenseverdien og ikke det faktiske forholdstallet. Hvis det faktiske forholdstallet benyttes vil du få en EQR verdi større enn 1.

11. Beregn prosentandel av algegruppene (rød, grønn- og brunalger) i forhold til totalt antall arter fra redusert artsliste (ikke normalisert artsantall).
12. Klassegrenser som skal brukes i de forskjellige indeksene, er gitt i tabell 9.10–9.13. De samme klassegrensene benyttes i økoregionene Nordsjøen sør, Nordsjøen nord og Norskehavet nord.
13. Finn tilstandsklassen til de ulike parameterverdiene for å finne ut hvilke klassegrenser og klassebredder du skal benytte for å beregne EQR. F.eks. Benytter du RSLA 1-2, og har normalisert artsantall på 70, benytter du klassegrensene og klassebredden for tilstandsklassen «Svært god»
14. Beregning av EQR for hver parameter gjøres på to måter:

➤ For parameterne:

- Normalisert artsantall
- Prosentandel rødalger
- Prosentandel brunalger
- Sum forekomst brunalger
- ESGI/ESGII forhold

er det en **negativ** sammenheng mellom økende eutrofiering (økt nærings saltbelastning) og økende parameterverdi, dvs. at høy parameterverdi gir høy EQR, og følgende formel skal benyttes for beregning av EQR:

$$EQR = \left\{ \left[\frac{\text{Verdi} - \text{Nedre klassegrense}}{\text{Klassebredde}} \right] \times EQR \text{ klassebredde} \right\} + \text{Nedre EQR klassegrense}$$

➤ For parameterne:

- Prosentandel grønnalger
- Sum forekomst grønnalger
- Prosentandel opportunist

er det en **positiv** sammenheng mellom økende eutrofieringsgrad (økte nærings salter) og økende parameterverdi, dvs. at høy parameterverdi gir lav EQR, og følgende formel skal benyttes for beregning av EQR:

$$EQR = \text{Øvre EQR klassegrense} - \left\{ \left[\frac{\text{Verdi} - \text{Øvre klassegrense}}{\text{Klassebredde}} \right] \times EQR \text{ klassebredde} \right\}$$

15. Normalisert EQR-verdi (nEQR) for lokaliteten beregnes som en middelværdi av delparameterne EQR-verdier.
16. I tilfelle det registrerte artsantallet (sum av antall arter i redusert artsliste – ikke normalisert artsantall) er under 14 arter skal **ikke** EQR-verdiene andel rødalger og ESG-forholdet inngå i beregning av middelværdien. Dette fordi sammenhengen mellom nærings saltbelastningen i resipienten og disse EQR-verdiene er meget usikre når artsantallet er så lavt.

Klassegrensene for RSLA/RSL

Tabell 9.10 Klassegrenser for RSLA 1-2.							
RSLA 1-2	Statusklasse	ØvreEQR klassegrense	NedreEQR klassegrense	EQR klassebredde*	Øvre klassegrense	Nedre klassegrense	Klassebredde*
Normalisert rikhet (ant arterxF)	Svært god	1	>0,8	0,2	80	>30	50
	God	0,8	>0,6	0,2	30	>15	15
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	15	>10	5
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	10	>4	6
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	4	0	4
% andel arter grønnalger (%grønn/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<20	20
	God	0,8	>0,6	0,2	20	<30	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	30	<45	15
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	45	<80	35
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	80	100	20
% andel arter rødalger (%rød/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	100	>40	60
	God	0,8	>0,6	0,2	40	>30	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	30	>22	8
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	22	>10	12
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	10	0	10
ESG1/ESG2	Svært god	1	>0,8	0,2	2,5	>0,8	1,7
	God	0,8	>0,6	0,2	0,8	>0,6	0,2
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	0,6	>0,4	0,2
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	0,4	>0,2	0,2
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	0,2	0	0,2
% andel arter opportunister (% opp/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<15	15
	God	0,8	>0,6	0,2	15	<25	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	25	<35	10
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	35	<50	15
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	50	100	50
Sum forekomst brunalger	Svært god	1	>0,8	0,2	450	>90	360
	God	0,8	>0,6	0,2	90	>40	50
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	40	>25	15
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	25	>10	15
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	10	0	10

* Avrundede verdier

Tabell 9.11 Klassegrenser for RSLA 3							
RSLA3	Statusklasse	ØvreEQR klassegrense	NedreEQR klassegrense	EQR klassebredde*	Øvre klassegrense	Nedre klassegrense	Klassebredde*
Normalisert rikhet (ant arter*F)	Svært god	1	>0,8	0,2	65	>30	35
	God	0,8	>0,6	0,2	30	>20	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	20	>12	8
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	12	>4	8
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	4	0	4
% andel arter grønnalger (%grønn/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<20	20
	God	0,8	>0,6	0,2	20	<25	5
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	25	<30	5
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	30	<36	6
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	36	100	64
% andel arter rødalger (%rød/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	100	>40	60
	God	0,8	>0,6	0,2	40	>30	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	30	>21	9
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	21	>10	11
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	10	0	10
ESG1/ESG2	Svært god	1	>0,8	0,2	1,5	>1	0,5
	God	0,8	>0,6	0,2	1	>0,7	0,3
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	0,7	>0,4	0,3
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	0,4	>0,2	0,2
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	0,2	0	0,2
% andel arter oppportunister (%opp/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<25	25
	God	0,8	>0,6	0,2	25	<32	7
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	32	<40	8
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	40	<50	10
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	50	100	50
Sum forekomst grønnalger	Svært god	1	>0,8	0,2	1	<14	13
	God	0,8	>0,6	0,2	14	<28	14
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	28	<45	17
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	45	<90	45
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	90	300	210
Sum forekomst brunalger	Svært god	1	>0,8	0,2	300	>120	180
	God	0,8	>0,6	0,2	120	>60	60
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	60	>30	30
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	30	>15	15
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	15	0	15
% andel arter brunalger (%brun/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	100	>40	60
	God	0,8	>0,6	0,2	40	>30	10
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	30	>20	10
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	20	>10	10
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	10	0	10

Tabell 9.12 Klassegrenser for RSL 4							
RSL4	Statusklasse	ØvreEQR klassegrense	NedreEQR klassegrense	EQR klassebredde*	Øvre klassegrense	Nedre klassegrense	Klassebredde*
Normalisert rikhet (antarter* F)	Svært god	1	>0,8	0,2	40	>25	15
	God	0,8	>0,6	0,2	25	>16	9
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	16	>9	7
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	9	>4	5
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	4	0	4
% andel arter grønnalger (%grønn/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<25	25
	God	0,8	>0,6	0,2	25	<30	5
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	30	<40	10
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	40	<60	20
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	60	100	40
% andel arter rødalger (%rød/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	100	>30	70
	God	0,8	>0,6	0,2	30	>23	7
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	23	>16	7
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	16	>10	6
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	10	0	10
ESG1/ESG2	Svært god	1	>0,8	0,2	1	>0,65	0,35
	God	0,8	>0,6	0,2	0,65	>0,5	0,15
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	0,5	>0,35	0,15
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	0,35	>0,1	0,25
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	0,1	0	0,1
% andel arter oppportunister (% opp/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<16	16
	God	0,8	>0,6	0,2	16	<23	7
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	23	<36	13
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	36	<41	5
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	41	100	59

Tabell 9.13 Klassegrenser for RSL 5							
RSL5	Statusklasse	Øvre EQR klassegrense	Nedre EQR klassegrense	EQR klassebredde*	Øvre klassegrense	Nedre klassegrense	Klassebredde*
Normalisert rikhet (ant arter*F)	Svært god	1	>0,8	0,2	30	>18	12
	God	0,8	>0,6	0,2	18	>9	9
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	9	>5	4
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	5	>3	2
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	3	0	3
% andel arter grønnalger (%grønn/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<30	30
	God	0,8	>0,6	0,2	30	<36	6
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	36	<44	8
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	44	<60	16
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	60	100	40
% andel arter rødalger (%rød/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	100	>29	71
	God	0,8	>0,6	0,2	29	>20	9
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	20	>15	5
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	15	>9	6
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	9	0	9
ESG1/ESG2	Svært god	1	>0,8	0,2	1	>0,65	0,35
	God	0,8	>0,6	0,2	0,65	>0,5	0,15
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	0,5	>0,35	0,15
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	0,35	>0,1	0,25
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	0,1	0	0,1
% andel arter opportunistarter (%opp/tot)	Svært god	1	>0,8	0,2	0	<16	16
	God	0,8	>0,6	0,2	16	<23	7
	Moderat	0,6	>0,4	0,2	23	<36	13
	Dårlig	0,4	>0,2	0,2	36	<41	5
	Svært dårlig	0,2	0	0,2	41	100	59

Tabell 9.14. Oversikt over EQR og nEQR verdi for fjæreindeks (RSLA/RSL).	
EQR/nEQR verdi	Tilstand
1,00-0,80	Svært god
0,80-0,60	God
0,60-0,40	Moderat
0,40-0,20	Dårlig
0,20-0,00	Svært dårlig

Se vedlegg 9.2 for stasjonsskjema, reduserte artslistor og eksempler på bruk for RSL/RSLA indeksen.

9.5 Angiospermer (ålegress) - Eutrofi

For angiospermer (ålegress) inneholder klassifiseringssystemet en indeks for påvirkningstypene eutrofiering og organisk belastning. Indekser er per i dag utviklet for vanntype 1, 2 og 3 i økoregion Skagerrak og Nordsjøen sør, og for vanntype 3, 4 og 6 for Nordsjøen nord (tabell 9.15).

9.5.1 Innledning

Sjøgress, eller angiospermer, har stor utbredelse i Europa og er følgelig et sentralt kvalitetsselement i mange EU-land. I Norge har imidlertid vår sjøgressart, ålegress (*Zostera marina*), en begrenset utbredelse sammenliknet med makroalger. Arten er likevel viktig i vannforskriftssammenheng da den kan vokse i vanntyper (resipienter) med lav vannutskiftning og som vil være mer følsomme for overgjødning



Figur 9.4. Ålegresseng uten begroingsalger Foto: Janne Gitmark, NIVA

enn vanntyper med stor vannutskiftning. Disse områdene er ofte dominert av bløtbunn hvor makroalger har mindre utbredelse. Ålegresskomplementerer i så henseende makroalgene.

Ålegress har en økologisk viktig rolle i kystsonen og er samtidig truet av menneskelige aktiviteter. Foruten å være et viktig matfat og oppvekstområde for fugl og fisk, har ålegresset høy primærproduksjon, binder karbon og næringssalter, binder sediment, oksygenerer bunnen og forbedrer vannkvaliteten. De viktigste truslene er eutrofi som blant annet fører til trådalgevekst, utbygging og mudring som ødelegger ålegressets leveområder, konkurranse om leveområder med introduserte arter, og økt dødelighet på grunn av sykdom og nedbeiting. Utbredelse og forekomst av ålegress varierer med forhold som lys, temperatur, saltholdighet, bølgeeksponering, strøm og næringstilgang.

Ålegress er antatt å være en god biologisk kvalitetsindikator fordi plantene er fastsittende og responderer på toksiske stoffer og på endringer i næringssaltkonsentrasjoner. Under næringsfattige forhold dominerer ålegresset primærproduksjonen, mens med økende grad av overgjødning blir ålegresset gradvis erstattet av hurtigvoksende trådformete makroalger (filamentøse alger). Utbygging eller forhold som endrer hydromorfologiske egenskaper i en vannforekomst, vil også påvirke ålegressets utbredelse.

Den nasjonale indeksen for ålegress inneholder foreløpig tre ålegresseng-parametere basert på metoder som brukes i det europeiske vanddirektivarbeidet:

1. Nedrevoksegrense
2. Tetthet
3. Tetthet av filamentøse alger

I tillegg anbefales det at en registrerer canopyhøyden og arealutbredelsen til engen, tilsvarende som i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst (heretter kalt «Nasjonalt kartleggingsprogram», Bekkby m.fl. 2012). Canopyhøyden på eng er definert som høyder over bunnen for ca 80 % av ålegresskuddene (Duarte & Kirkmann 2001), dvs. en utelukker de 20 % lengste skuddene i beregningen. Siden bladene i en eng alltid vil stå litt bøyd, mer for lange blad og mindre for korte blad, vil estimert høyde til engen ved bruk av droppkamera være noe lavere enn lengden av bladene. Vannbevegelse (strøm) vil også påvirke muligheten til å måle høyden på engen ved bruk av droppkamera.

Tabell 9.15 Oversikt over økoregioner og vann typer (1-6) der det er utviklet grenseverdier for ålegressindeksen. n.a betyr at vann-typer ikke finnes i økoregionen

	Vann-typer	B Barentshavet	G Norskehavet Nord	H Norskehavet Sør	M Nordsjøen Nord	N Nordsjøen Sør	S Skagerrak
Åpen eksponert kyst	1	-	-	-	-	X	X
Moderateksponert kyst/fjord	2	-	-	-	-	X	X
Beskyttet kyst/fjord	3	-	-	-	X	X	X
Ferskvannspåvirket fjord	4	-	-	-	X	-	n.a.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5	-	-	-	-	-	-
Oksygenfattig fjord	6	-	-	-	X	-	-

9.5.2 Bakgrunn for bruk av de ulike ålegresseng-parameterne

Nedre voksegrense

Dybdeutbredelsen til ålegress er en respons på vannets klarhet, forutsatt at det ikke er andre forhold som for eksempel manglende egnet substrat eller forekomst av andre arter, som begrenser utbredelsen. Overgjødning og avrenning fra land påvirker vannets klarhet og dermed også maksimalt dyp hvor vannplanter og makroalger kan drive fotosyntese og vokse. Arbeid med å utarbeide klassegrenser for nedre voksegrense av ålegress har indikert at det kan være andre faktorer enn lys som bestemmer nedre voksegrense. Et kompliserende forhold er at høy bølgeeksponering utenfor en ålegressbukta kan hindre engen i å vokse dypere og i slike tilfeller gjenspeiler ikke engens nedre voksegrense vannets klarhet og kan derfor ikke brukes i ålegressindeksen. I Nord-Norge er det også registrert ålegressenger som kun vokser i tidevannssonen og ikke er begrenset av vannkvalitet. I slike tilfeller er lokaliteten ikke egnet for måling av nedre voksedyp.

Tetthet

Tetthet av planter er et uttrykk for biomasse og forteller også noe om ålegressengens «helsetilstand» i betydning hvor livskraftig ålegressengen er. Skuddtetthet, altså antall skudd per areal, er den mest brukte parameteren i de europeiske overvåkingsprogrammene, men dette kan være vanskelig å måle i sublitorale ålegressenger. Tetthet målt som dekningsgrad er også vanlig å bruke, og benyttes ofte sammen med skuddtetthet. Dekningsgrad er en enklere parameter å måle og benyttes i den norske indeksen.

Tetthet av filamentøse alger

Begroing og høy forekomst av trådformete (filamentøse) alger i en ålegresseng kan være en indikasjon på dårlig kvalitet og overgjødning (Duarte 1995, Borum 1985, Lapointe m.fl. 1994). Masseforekomster av filamentøse alger kan imidlertid også skyldes mangel på topp-predator, et fenomen som kalles «pseudoeutrofiering» (Östman m.fl. 2016). Begge sier noe om den økologiske tilstanden i vannforekomsten, men mangel på topp-predatorer er normalt ikke koblet til eutrofiering. Tetthet av filamentøse alger (begroingsalger) inngår i den norske indeksen ved at arealet av engen som er uten filamentøse alger registreres.

Tilleggsregistreringer - høyde på eng og arealutbredelse

Høyden på ålegressengen er sammen med plantetetthet (dekningsgrad) en parameter som indikerer økologisk funksjon gjennom å beskrive hvor stort leverom ålegressengen skaper for andre organismer.

Arealutbredelse er først og fremst anbefalt i tiltaksovervåking hvor et inngrep eller tiltak kan ha innvirkning på ålegressets forekomst og utbredelse. Areal kan også anvendes i trendovervåking. Ålegressenger har naturlig variasjon i arealutbredelse som det må tas høyde for i overvåkingen. Tilsvarende som for canopyhøyden, vil ålegressengens areal gi informasjon om engens økologiske funksjon. En stor eng vil kunne huse flere arter og et større artsmangfold enn en

liten eng, og en stor eng vil bidra med større primær- og sekundærproduksjon til kystøkosystemet. Samtidig vil redusert arealutbredelse kunne reflektere dårligere vekstforhold på grunn av redusert vannkvalitet som kan oppstå ved både overgjødsling og mudring. Utbygging i strandsonen, tilknyttet veiarbeid, småbåthavner, brygger osv, vil også kunne redusere arealutbredelsen til ålegressenger.

9.5.3 Metodikk

Stasjonsplassering

Ålegressenger finnes på grunne bløtbunnsområder, på leire, mudder og sand. De finnes både i marine kystområder og innover i brakkevann helt ned til en saltholdighet på 5. Det er mange vannforekomster som tilsynelatende har gode forhold for ålegress, men hvor det allikevel ikke vokser ålegress. Dersom man ikke er sikker på at eutrofiering er årsaken til at engen ikke finnes i vannforekomsten, kan ikke ålegress benyttes til å klassifisere området.

Erfaring tilsier at ålegressenger ofte er naturlig begrenset av bølgeeksponering, substrat og andre faktorer som ikke har sammenheng vannets klarhet. Dersom ålegressindeksen skal benyttes til klassifisering av en vannforekomst, må en forsikre seg om at ålegressengens nedre voksegrense er begrenset av lys (vannets klarhet) og ikke andre faktorer som substrat eller bølgeeksponering.

Gjennomførelse

Parameterne registreres ved bruk av et nedsenkbart undervannsvideokamera (droppkamera) med kalibrert dybdesensor med minimum 0,1 meters oppløsning. Dersom det i tillegg er behov for innsamling av materiale til artsbestemmelser eller andre mål som f.eks. skuddtetthet, anbefales dykking. Registrering av nedre voksegrense og tetthet med droppkamera kan foretas i perioden juni til og med september. Siden tettheten av filamentøse alger varierer gjennom sommersesongen, og er på sitt høyeste på høsten, bør denne parameteren registreres i august-september. Dersom alle parameterne skal måles i en feltinnsamling, bør denne skje i august-september.

Droppkameraet opereres fra en båt som er enkel å manøvrere og som kan føres helt inn i grunne bløtbunnsområder (< 1 m dyp). Droppkameraet må ha best mulig bildeoppløsning og fargegjengivelse og opptakstyret må gi god bildeklarhet siden all informasjon skal leses fra opptaket. Kameraet som brukes må ha integrert dybdemåler, og kabellengde på minst 20 meter. En god skjerm å se på når droppkameraet er i bruk i båt er en stor fordel. Det anbefales at det gjøres enkelte opptak av ålegressengene som undersøkes, og at filmene oppbevares som dokumentasjon av forholdene.

Nedre voksedyp, tetthet og tetthet av filamentøse alger registreres ved å kartlegge 5-10 transekter fra dypt til grunt vann (f.eks. krysse i sikk-sakk). Ved hver registrering tas det en tidfestet GPS-posisjon. I tillegg til ålegressparameterne registreres også dyp og substrattype. Det er viktig å ta vare på informasjonen om tidspunktet for registreringen sammen med informasjonen om geografisk plassering, særlig i områder med tidevann for å kunne vannstandskorrigere nedre voksegrense i etterkant. Det anbefales også at det registreres høyde og arealutbredelse til engen. Registreringene noteres i feltskjema gitt i vedlegg 9.3, som legges ved som vedlegg ved rapportering av undersøkelsene.

Enger som ligger nærmere hverandre enn 50 meter, uten fysiske sperrer, defineres som å høre til samme eng. Dette innebærer at dersom det er et bart område på > 50 m mellom to ålegressobservasjoner regnes disse to å tilhøre to separate ålegressenger. Videre, hvis f.eks. en steinmolo skiller to observasjoner med < 50 m mellom seg, regnes disse også for å tilhøre to separate ålegressenger.

Alle registreringer skal knyttes til en tidfestet GPS-posisjon. I tillegg skal overordnet informasjon noteres som:

- Områdenavn
- Observatører
- Dato
- Eventuelt film-ID ved videoopptak

Etter endt feltarbeid overføres feltnotatene og GPS-posisjonene til et kartprogram (for eksempel Q-GIS eller ArcMap) for å få en oversikt over alle målepunkter, avgrense ålegressenger, og tilordne parameterverdiene til de ulike ålegressengene. Ut fra de registrerte målingene gjort i en ålegresseng, bestemmes en tetthetsgrad, tetthet av filamentøse alger og høyde for hele engen.

Nedenfor gis en kort forklaring på hvordan de ulike parameterne måles.

Parameter 1. Nedrevoksegrense

Nedre voksegrense skal registreres både som nedre voksedyp for ålegresseng (fastsatt til minimum 10 % dekningsgrad = spredte planter) og dypeste observerte ålegressplante (maks dyp enkeltplante). Det er viktig også å registrere substrattypen og dokumentere hvorvidt nedre voksedyp er begrenset av substratet eller andre forhold (for eksempel nedbeiting hvis en observerer høye forekomster av kråkeboller, snegler).

Det vil i de fleste tilfeller være best å begynne registreringen på dypet og kjøre båten sakte mot land samtidig som kameraet trekkes oppover slik at det følger bunnens profil. Startpunktet for droppkamerate transektet må være på et dyp som er større enn nedre voksegrense for ålegress (tabell 9.16). Det må tas 5-10 transekter for å fastsette nedre voksegrense (avhengig av størrelsen til ålegressengen).

Tidfestet GPS-posisjon og dybde noteres ved:

- startpunkt
- dypeste observerte ålegressplante
- nedre voksedyp for ålegressengen
- slutt punkt

For beregning av indeksverdien benyttes det største dypet for nedre voksegrense for ålegresseng.

Parameter 2. Tetthet av ålegress

Tetthet av ålegress uttrykkes i dekningsklassene (subjektiv vurdering):

- 1 = enkeltfunn (enkelte planter)
- 2 = spredte planter (glissen eng)
- 3 = flekkvis tett eng (markert flekkvis forekomst)
- 4 = tett, heldekkende eng

Tetthet måles i "midten" av enga 5-10 ganger per lokalitet (avhengig av størrelsen til ålegressengen) ved å krysse ålegressengen i sikk-sakk eller langs transektene som kjøres for å måle nedre voksegrense.

Når tettheten til hele ålegressengen skal defineres blir den tett (tetthetsklasse 4) hvis flertallet (mer enn 50 %) av registrerte punkter i engen er registrert som dette, og engen er heldekkende. Hvis det er tett forekomst, men ålegressengen er delt i mindre arealer (men mindre enn 50 m avstand mellom punktene), vil engen defineres som markert, flekkvis forekomst (tetthetsklasse 3). Hvis flertallet (mer enn 50 %) av registrerte punkter i engen består av spredte planter, vil den defineres som glissen eng (tetthetsklasse 2), selv om det forekommer enkelte områder med tett forekomst.

Gjeldende referanserverdier for naturtilstand og klassegrenser for parameteren tetthet er gitt i tabell 9.17 og er basert på ekspertvurderinger, det vil si at det ikke foreligger et eksplisitt datagrunnlag for klassifiseringen.

Parameter 3. Tetthet avlamentøse alger

Tetthet av filamentøse alger på ålegresset registreres som areal ikke dekket av alger, slik at høyere poengverdi betyr bedre tilstand, slik det gjør for de øvrige parameterne. Parameter 3 kan gis verdi fra 1 til 4:

- 1 = mindre enn 50 % av areal uten filamentøse alger
- 2 = 50-85 % av areal uten filamentøse alger
- 3 = mer enn 85 % areal uten filamentøse alger, men fortsatt forekomster
- 4 = 100 % (lite til ingen forekomster)

Figur 9.4 viser bilde av ålegresseng uten filamentøse alger, mens figur 9.5 viser bilder av dominerende og vanlig forekomst av filamentøse alger i ålegresseng.

Vurderinger mht. filamentøse alger gjøres i "midten" av engen, 5-10 ganger per lokalitet (avhengig av størrelsen til ålegressengen). Måling utføres gjerne samtidig med måleparameter 1 og 2. Areal med fravær av filamentøse alger bestemmes subjektivt, og gjeldende referanseverdier og klassegrenser basert på ekspertvurderinger er gitt i tabell 9.18.

Når tetthet av filamentøse alger i hele ålegressengen skal defineres, regnes det som dominerende hvis flertallet (mer enn 50 %) av de registrerte punktene i engen har dominerende forekomster (> 50 %) av filamentøse alger. Dersom flertallet (mer enn 50 %) av de registrerte punktene i engen har vanlig forekomster (15-50 %) av filamentøse alger, regnes det som vanlig selv om det blir registrert enkelt punkter med dominerende forekomster (>50 %) av filamentøse alger i ålegressengen.

Gjeldende referanseverdier for naturtilstand og klassegrenser for parameteren tetthet av filamentøse alger er gitt i tabell 9.18 og er basert på ekspertvurderinger, det vil si at det ikke foreligger et eksplisitt datagrunnlag for klassifiseringen.



Figur 9.5. Venstre: Mindre enn 50 % av areal uten filamentøse alger i ålegresseng. Høyre: 50-85 % av areal uten filamentøse alger i ålegresseng. Foto: Janne Gitmark, NIVA

Parameter 4 og 5. Tilleggsregistreringer - høyde på eng og arealutbredelse

Høyden til ålegressengen måles midt i engen 5-10 steder hvor ålegresset har sin mest frodige utforming. Med droppkamera måles høyden grovt ved å holde droppkamera ved ålegressets topp og lese av dybdemåleren på droppkameraet, og deretter senke kameraet ned til bunnen, lese av dypet, og bruke differansen mellom de to dypene som mål på høyden. Høyden deles inn i tre kategorier:

- 1 = Ålegress < 20 cm
- 2 = Ålegress 20 - 60 cm
- 3 = Ålegress > 60 cm

Høyden til ålegressengen defineres som den høyeste registrerte høyden. Per i dag finnes det ikke tilstrekkelig kunnskap om hvordan høyden på ålegresset påvirkes av eutrofi i kombinasjon med andre faktorer som bølgeeksponering, saltholdighet og temperatur. Denne parameteren er derfor ikke inkludert i beregning av ålegressindeksen i dagens veileder. Parameteren foreslås anvendt ved tiltaksovervåking siden den gir et mål på engens økologiske funksjon.

Arealutbredelsen estimeres ved å finne og markere ålegressengens ytterpunkter i ulike retninger (mot land, mot dypeste dyp, og langs land i hver retning). Det vil si at en registrerer posisjonene der engen starter i hver retning, samt posisjonene der engen slutter og arealet av eng beregnes. Parameteren er ikke inkludert i gjeldende indeks, men foreslås benyttet i tiltaks- og trendovervåking for å måle endringer i yttergrenser over tid.

9.5.4 Beregning av ålegressindeks

Beregning av ålegressindeksen baseres på nedre voksedyp, tetthet og areal uten filamentøse alger. Beregningen gjøres etter følgende formel, hvor nevneren representerer poeng for referanstillstand:

$$EQR = \left\{ \left[\frac{0,5 \times \text{poeng nedre voksegrense}}{5} \right] + \left[\frac{0,3 \times \text{poeng tetthet}}{4} \right] + \left[\frac{0,2 \times \text{poeng areal uten filamentøse alger}}{4} \right] \right\}$$

Formelen er utviklet i et nordisk samarbeid og bygger på Seagrass Quality Index, SQI (Neto m.fl. 2013) utviklet for dvergålegress, men med andre måleparametre tilpasset ålegress og nedre voksedyp. (SQI er basert på plantetetthet, areal og artssammensetning.)

Utrekning av EQR for ålegressindeks

1. Finn dypeste registrering av nedre voksegrense (fra 5 – 10 transekter) i ålegressengen (minimum 10 % dekningsgrad = spredt forekomst).
2. Finn poengverdi for denne registreringen i tabell 9.16. Poengverdien divideres med referanseverdi.
3. Forholdstallet for nedre voksegrense er «poeng for nedre voksegrense» (tabell 9.16) dividert på «referanseverdi for nedre voksegrense».
4. Siden nedre voksegrense teller 50 % multipliseres forholdstallet med 0,5.
5. Beregnet tetthet for ålegressengen (tabell 9.17) gir en poengverdi fra 1 til 4 (tabell 9.17). Poengverdien divideres med referanseverdi (4).
6. Siden tetthet teller 30 % multipliseres forholdstallet med 0,3.
7. Beregnet areal uten filamentøse alger i ålegressengen gir en poengverdi (1–4) (tabell 9.18). Poengverdien divideres med referanseverdien (4).
8. Siden parameteren Filamentøse alger teller 20 % multipliseres forholdstallet med 0,2.
9. Dersom det er undersøkt flere ålegressenger i en vannforekomst får du normalisert EQR-verdi (nEQR) ved å regne middelverdien av EQR-verdiene.
10. Beregnet EQR (Ecological Quality Ratios) sammenholdes med tabell 9.19 som viser grenseverdier for økologisk tilstand for ålegress. (Klassegrensene for ålegress er lik klassegrensene for RSLA/RSL og MSMDI for makroalger):

Tabell 9.16 Poengverdier for referanseverdier og klassegrenser (gitt i meter) for ålgressets nedre voksegrense for beregning av EQR.

Nedre voksedyp (m*) for ålgress i ulike økoregioner og vanntyper.								
Økoregion	Vanntype	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp	4 poeng hvis dyp	3 poeng hvis dyp	2 poeng hvis dyp	1 poeng hvis dyp	0 poeng hvis dyp
Skagerrak	1	>9	>9	>7-9	>5-7	>4-5	>2-4	0-2
Skagerrak	2	>7	>7	>6-7	>4-6	>3-4	>1-3	0-1
Skagerrak	3	>5	>5	>4-5	>3-4	>2-3	>1-2	0-1
Nordsjøen sør	1	>12	>12	>10-12	>7-10	>5-7	>2-5	0-2
Nordsjøen sør	2	>8	>8	>6-8	>5-6	>3-5	>2-3	0-2
Nordsjøen sør	3	>8	>8	>6-8	>5-6	>3-5	>2-3	0-2
Nordsjøen nord	3	>7	>7	>6-7	>4-6	>3-4	>1-3	0-1
Nordsjøen nord	4	>7	>7	>6-7	>4-6	>3-4	>1-3	0-1
Nordsjøen nord	6	>6	>6	>5-6	>4-5	>2-4	>1-2	0-1

* Tidevannskorrigert dyp

Tabell 9.17 Poengverdier for tetthet av ålgress for beregning av EQR

Tetthet					
Økoregion	Vanntype	Poeng			
		4 (Referanse)	3	2	1
Skagerrak	1-3	Tett eng	Flekkvis tett eng	Spredte planter	Enkeltfunn
Nordsjøen S	1-3				
Nordsjøen N	3, 4, 6				

Tabell 9.18 Poengverdier for areal uten filamentøse alger for beregning av EQR

Tetthet					
Økoregion	Vanntype	Poeng			
		4 (Referanse)	3	2	1
Skagerrak	1-3	Lite til ingen forekomster	Mer enn 85% areal uten filamentøse alger men fortsatt forekomster	50-85% av areal uten filamentøse alger	Mindre enn 50% av areal uten filamentøse alger
Nordsjøen S	1-3				
Nordsjøen N	3, 4, 6				

Tabell 9.19. Oversikt over EQR og nEQR verdi for ålgressindeksen.

EQR/nEQR verdi	Tilstand
1,00-0,80	Svært god
0,80-0,60	God
0,60-0,40	Moderat
0,40-0,20	Dårlig
0,20-0,00	Svært dårlig

9.6 Bløtbunnsfauna – Eutrofi, organisk belastning og sedimentering

Undersøkelser av bløtbunnsfauna gjøres på lokaliteter med sedimentbunn, fortrinnsvis der det er flat bunn med finkornet sediment (høy andel av leire og silt). Siden bløtbunnsartene er relativt stasjonære, vil arts sammensetningen i stor grad reflektere miljøforholdene. Overvåking av bløtbunn er derfor en viktig metode for å dokumentere miljøtilstanden.

Bløtbunnsfauna benyttes som indikator for påvirkningstypene eutrofiering, organisk belastning og sedimentering. Tilstandsindeksene beskriver endringer i artsmangfold og endringer i forekomsten av ømfintlige og tolerante arter. Ved stor påvirkning vil artsantallet bli sterkt redusert. Ved stor grad av organisk belastning kan individtettheten bli ekstremt høy, og noen få, tolerante arter dominerer. Klassifiseringssystemet bruker samme indekser og grenseverdier for de forskjellige typer av påvirkning.

Tidligere ble det brukt samme grenseverdier i alle økoregioner og vanntyper i hele Norge. Etter å ha samlet inn nye data og analysert disse, er det nå blitt utarbeidet differensierte grenseverdier for flere ulike «regiongrupper» (ulike

Tabell 9.20 Oversikt over regioner og vanntyper (1-5) hvor det er utviklet grenseverdier for indekser for bløtbunnsfauna. n.a. betyr at vanntypen ikke finnes. Se Figur 3.2 for oversikt over regioner og vanntyper.

Region		B Barentshavet	G Norskehavet Nord	H Norskehavet Sør	M Nordsjøen Nord	N Nordsjøen Sør	S Skagerrak
Vanntyper:							
Åpen eksponert kyst	1	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀
Moderateksponert kyst/fjord	2	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀
Beskyttet kyst/fjord	3	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀
Ferskvannspåvirket fjord	4	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	n.a.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀	NQ1 NSI ISI ₂₀₁₂ H' ES ₁₀₀

kombinasjoner av økoregioner og vanntyper) (Tab. 9-20). Datagrunnlaget for beregningene er blitt utvidet og omfatter i større grad enn tidligere de nordlige regionene.

9.6.1 Innledning

Bløtbunnsfauna er virvelløse dyr større enn 1 mm som lever på overflaten av leire, mudder eller sandbunn eller graver i bunnen. Den internasjonale (engelske) betegnelsen er "macroinvertebrates", oversatt til makrovertebrater på norsk. I vannforskriften defineres dette som «bunnlevende, virvelløse dyr». Bløtbunnsfauna er imidlertid et innarbeidet begrep i alle fagmiljøer, og gir også en indikator på habitat (bunnlevende, virvelløse dyr lever også på hardbunn), og er derfor det foretrukne begrepet på kvalitetselementet.



Prøvetaking av bløtbunnsfauna. Foto: Maria Pettersvik Arvnes

Flere dyregrupper er representert. Vanligst er børstemark (Polychaeta), muslinger (Bivalvia), snegler (Gastropoda), krepsdyr (Crustacea) og pigghuder (Echinodermata). Antall individer er normalt mellom 50 og 300 i en grabbprøve på 0,1 m², mens normalt antall arter er mellom 25 og 75. Kumulativt antall arter for fire prøver (0,4 m²) på en stasjon er ofte dobbelt så høyt som i én prøve (altså mellom 50 og 150). Tallene kan variere mye mellom områder, sedimenttyper og dyp, også om det ikke er noen forurensningspåvirkning. I områder med stor påvirkning blir ømfintlige arter borte og artsmangfoldet avtar, mens tolerante arter tåler en kraftigere påvirkning og kan forekomme med høye individtall. Hvis mange av de ømfintlige artene blir borte blir den økologiske tilstanden redusert. Klassifiseringssystemet er utviklet nettopp for å kunne fange opp slike endringer i artssammensetningen.

9.6.2 Innsamling av prøver og faunaanalyser

Innsamling, opparbeidelse av prøver, artsbestemmelser og databehandling skal følge internasjonal standard ISO 16665.

Innsamling:

Prøvetakingen skal utføres med en grabb med prøvetakingsareal på 0,1 m². Grabbprøvens innhold må ha et volum på minimum 5 L sandig sediment eller 10 L finkornet sediment for å bli godkjent for analyse av fauna. Innholdet i grabben spyles forsiktig med sjøvann gjennom en sikt med 1 mm hull for å fjerne finmateriale, mens dyr og annet materiale større enn 1 mm blir holdt igjen. Sikteresten fikseres med formalin-sjøvannsløsning eller etanol. Beskrivelse av sedimentet, bunn dyp, geografiske koordinater og eventuelle avvik skal dokumenteres i en feltlogg.

For prøvetaking offshore anbefales det å utføre prøvetaking i tidsrommet 1.mai-15.juni (1.juli nord for 70 °N) for å unngå innsamling av juvenile individer som kan opptre i svært høye forekomster (Iversen m.fl., 2015). I kystnære områder er det normalt ikke et problem med store mengder juvenile, og prøvetaking kan i utgangspunktet utføres hele året. I oppfølgende undersøkelser på etablerte stasjoner og ved undersøkelse av tidstrender anbefales det likevel at prøvetakingen foregår på samme tid av året som foregående år.

Prøvedyp bør ikke være grunnere enn 10 m. Er haloklinen dypere enn 10 m, bør prøvedyp justeres til å være under haloklinen. Det bør tas minimum fire replikate grabbhugg per stasjon.

Data fra resipientundersøkelser gjort med annet formål kan inngå som grunnlag for klassifisering. Det forutsettes da at data fra slike undersøkelser er representative for vannforekomsten. Videre er det en forutsetning at kravene til standardiserte innsamlingsmetoder, artsidentifiseringer og artsnomenklatur er fulgt.

Prøveopparbeiding:

Bløtbunnsfauna skal identifiseres til lavest mulig taksonomisk nivå, hovedsakelig til artsnivå, ved å benytte seg av oppdatert litteratur og bestemmelsesnøkler. Enkelte grupper kan identifiseres til høyere taksonomiske nivå: Platyhelminthes (flatormer), Nemertea (slimormer), Nematoda (rundormer), Oligochaeta (fåbørstemark), harpacticoide kopepoder (planktoniske hoppekreps), Chironomidae (fjærmygglarver) og Hemichordata (hemikordater). Individuer fra gruppene Foraminifera (poredyr), Nematoda (rundormer), Cirripedia (rankeføttinger), kolonidannende Porifera (svamper), Cnidaria (nesledyr) og Bryozoa (mosdyr) og planktoniske organismer noteres som tilstedeværende, men kvantifiseres ikke og inngår ikke i de videre beregningene.

Det kan være avgjørende for tilstandsklassifiseringen om man har bestemt et individ til art eller slekt. Det er derfor viktig at taksa som dominerer en prøve, blir bestemt til art dersom det er mulig. For eksempel bør muslingen *Thyasira sarsii* bestemmes til art og ikke slekt (*Thyasira* sp.) siden artene innen denne slekten har ulike sensitivitetsverdier, hvilket gir utslag på tilstandsklassifiseringen. For å sikre en enhetlig navnebruk for artsobservasjoner, bør det benyttes felles taksonomisk nomenklatur. Alle artsnavn bør derfor kontrolleres og harmoniseres med internasjonal artsnomenklatur, f.eks. databasen «World Register of Marine Species» (WoRMS, www.marinespecies.org).

I spesielle tilfeller kan det være nødvendig å opparbeide kun en delprøve av det totale materialet (subsampling). For eksempel kan enkelt-taksa som er svært tallrike i en prøve deles i mindre delprøver før kvantifisering. Grabbprøver med særlig mye materiale (f.eks. store mengder sand eller organisk materiale) kan også deles i mindre delprøver før prøven opparbeides videre. Prosedyrer for å ta delprøver er angitt i ISO16665, og må beskrives og dokumenteres detaljert i hvert enkelt tilfelle. For taksa som er representert med høyt antall juvenile individer i en prøve, bør adulte og juvenile registreres hver for seg.

Indeksverdier skal beregnes på grunnlag av de kvantitative artsregistreringene. Eksempel på utregning og presentasjon av indeksene, grenseverdier, nEQR-verdier og tilstandsklasser er vist i Vedlegg 9.4.

Utarbeiding av overvåkingsprogram/undersøkelse:

For utarbeiding av en undersøkelse mht. antall stasjoner og stasjonsplassering i en vannforekomst vises det til vannforskriften og ISO16665. Her finnes retningslinjer for valg av stasjoner slik at de blir representative for vannforekomsten eller på annen måte tilpasset problemstillingen ved undersøkelsen. For overvåking av akvakultur (NS 9410:2016) og petroleumsvirksomhet (Iversen m.fl. 2015) er det egne krav til utforming av overvåkingsprogram, og det vises til standard/retningslinjer for gjennomføring av denne typen undersøkelser.

9.6.3 Indekser som inngår i klassifiseringssystemet.

I denne versjonen av klassifiseringssystemet inngår følgende indekser:

- Sammensatt indeks NQII (inneholder både artsmangfold og ømfintlighet)
- Artsmangfold ved indeksene H' og ESI00.
- Ømfintlighet ved indeksene NSI (ny i 2012) og ISI2012 (oppdatert 2012)

For å få best mulig oversikt over miljøtilstanden skal alle indeksene beregnes og inngå i tilstandsklassifiseringen. Se vedlegg 9.4 for nærmere beskrivelse av de forskjellige indeksene og eksempel på beregning av indeksene og nEQR. NQI1 er brukt i NEAGIG (NorthEast Atlantic Geographical Intercalibration Group) og inngår i Norges rapportering til EU. De fleste landene bruker sammensatte indekser av samme type som NQI1. NQI1 har vært referanse ved kalibreringen av klassegrenser for de andre indeksene.

9.6.4 Endringer i klassifiseringssystemet fra 2012 til 2016

Alle indeksene fra Veileder 02:2013 videreføres i denne utgaven med unntak av tetthetsindeksen DI (Density Index; Rygg 2014). DI ble utviklet i 2012 med tanke på tilstandsklassifisering av individfattig fauna. Fattig fauna finnes særlig ved dårlige oksygenforhold, eller ved svært kraftig industriforurensning. Erfaring med indeksen viste midlertid at den i mange

tilfeller ga svært avvikende tilstandsklasse fra de øvrige indeksene, og at den ut fra faglige vurderinger i enkelte tilfeller kunne være misledende. DI utgår altså fra klassifiseringssystemet.

Alle indeksene har fått nye og differensierte grenseverdier (tabell 9.21). Grenseverdiene er utarbeidet på grunnlag av et større datasett enn tidligere og inkluderer mer data fra de nordlige regionene (Pedersen m fl 2016). De nye grenseverdiene er gitt i tabell 9.22.

Tabell 9.21 Grupperinger, såkalte regiongrupper, for modellering av de gjennomsnittlige naturtilstandsverdiene. Like naturtilstandsverdier er gitt like mønstre i tabellen.

Region	Vanntype			
	1	2	3	4/5
Skagerrak (S)	[Dotted pattern]	[Dotted pattern]	[Dotted pattern]	[Horizontal lines]
Nordsjøen (M og N)	[Dotted pattern]	[Dotted pattern]	[Dotted pattern]	[Dotted pattern]
Norskehavet (G og H)	[Diagonal lines]	[Diagonal lines]	[Diagonal lines]	[Diagonal lines]
Barentshavet (B)	[Vertical lines]	[Vertical lines]	[Vertical lines]	[Vertical lines]

Tabell 9.22 Klassegrenser for bløtbunnsfauna i ulike regiongrupper. Øvre grenseverdi i klasse «Svært god» representerer referanseverdien for indeksene i gruppen. Grenseverdiene gjelder for grabbgjennomsnittet (gjennomsnitt av grabbverdier).

Indeks	Vanntype S 1-3				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,51	0,51 - 0,32	0,32 - 0
H'	6,3-4,2	4,2-3,3	3,3-2,1	2,1 - 1	1 - 0
ES ₁₀₀	58 - 29	29 - 20	20 - 12	12 - 6	6 - 0
ISI ₂₀₁₂	13,2-8,5	8,5-7,6	7,6-6,3	6,3-4,6	4,6-0
NSI	30 - 25	25 - 20	20 - 15	15 - 10	10 - 0
Indeks	Vanntype S5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,86 - 0,69	0,69-0,6	0,6-0,47	0,47-0,3	0,3-0
H'	6 - 4	4 - 3,1	3,1 - 2	2 - 0,9	0,9 - 0
ES ₁₀₀	56 - 28	28 - 19	19 - 11	11 - 6	6 - 0
ISI ₂₀₁₂	11,8-7,6	7,6-6,8	6,8-5,6	5,6-4,1	4,1-0
NSI	30 - 25	25 - 20	20 - 15	15 - 10	10 - 0
Indeks	Vanntype N 1-2				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,94 - 0,75	0,75 - 0,66	0,66 - 0,51	0,51 - 0,32	0,32 - 0
H'	6,3-4,2	4,2-3,3	3,3-2,1	2,1 - 1	1 - 0
ES ₁₀₀	58 - 29	29 - 20	20 - 12	12 - 6	6 - 0
ISI ₂₀₁₂	13,2-8,5	8,5-7,6	7,6-6,3	6,3-4,6	4,6-0
NSI	30 - 25	25 - 20	20 - 15	15 - 10	10 - 0
Indeks	Vanntype N 3-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	0,31 - 0
H'	5,9-3,9	3,9-3,1	3,1 - 2	2 - 0,9	0,9 - 0
ES ₁₀₀	52 - 26	26 - 18	18 - 10	10 - 5	5 - 0
ISI ₂₀₁₂	13,1-8,5	8,5-7,6	7,6-6,3	6,3-4,5	4,5-0
NSI	29 - 24	24 - 19	19 - 14	14 - 10	10 - 0

Indeks	Vanntype M 1-2				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72-0,63	0,63-0,51	0,51-0,32	0,32-0
H'	6,3-4,2	4,2-3,3	3,3-2,1	2,1-1	1-0
ES ₁₀₀	58-29	29-20	20-12	12-6	6-0
ISI ₂₀₁₂	13,2-8,5	8,5-7,6	7,6-6,3	6,3-4,6	4,6-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0
Indeks	Vanntype M 3-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	5,9-3,9	3,9-3,1	3,1-2	2-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	52-26	26-18	18-10	10-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	13,1-8,5	8,5-7,6	7,6-6,3	6,3-4,5	4,5-0
NSI	29-24	24-19	19-14	14-10	10-0
Indeks	Vanntype G 1-3				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	5,5-3,7	3,7-2,9	2,9-1,8	1,8-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	46-23	23-16	16-9	9-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	13,4-8,7	8,7-7,8	7,8-6,4	6,4-4,7	4,7-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0
Indeks	Vanntype G 4-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,91-0,73	0,73-0,64	0,64-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	5,5-3,7	3,7-2,9	2,9-1,8	1,8-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	46-23	23-16	16-9	9-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	13,4-8,7	8,7-7,8	7,8-6,4	6,4-4,7	4,7-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0
Indeks	Vanntype H 1-3				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,90-0,72	0,72-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	5,5-3,7	3,7-2,9	2,9-1,8	1,8-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	46-23	23-16	16-9	9-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	13,4-8,7	8,7-7,8	7,8-6,4	6,4-4,7	4,7-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0
Indeks	Vanntype H 4-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,91-0,73	0,73-0,64	0,64-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	5,5-3,7	3,7-2,9	2,9-1,8	1,8-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	46-23	23-16	16-9	9-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	13,4-8,7	8,7-7,8	7,8-6,4	6,4-4,7	4,7-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0
Indeks	Vanntype B 1-5				
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQI1	0,9-0,72	0,72-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	4,8-3,2	3,2-2,5	2,5-1,6	1,6-0,8	0,8-0
ES ₁₀₀	39-19	19-13	13-8	8-4	4-0
ISI ₂₀₁₂	13,5-8,7	8,7-7,8	7,8-6,5	6,5-4,7	4,7-0
NSI	30-25	25-20	20-15	15-10	10-0

For å øke forklaringsgraden, samt gi viktig informasjon om sedimentene og de overliggende vannmassene, stilles det nå krav til flere støtteparametere enn i de tidligere versjonene av klassifiseringsveilederen. I tillegg til innhold av totalt organisk karbon (TOC) kan også innhold av totalt nitrogen (TN) i sedimentet bestemmes. Sedimentets kornfordeling skal analyseres iht. Wentworths skala for sedimentets innhold av både finstoff og alle størrelsesfraksjoner større enn 0,063 mm, hvilket er i tråd med ISO16665. Temperatur og salinitet i vannmassene skal måles på hver stasjon samtidig med prøvetaking av bløtbunnsfauna, f.eks. med en profilerende CTD/STD-sonde. Se avsnitt 9.6.6 om fysisk-kjemiske støtteparametre for bløtbunnsfauna.

Gjennomsnittet av grabbenes indeksverdier (grabbgjennomsnitt) skal ligge til grunn for tilstandsklassifiseringen av en stasjon. I forrige veileder (02:2013) ble det angitt at både grabbgjennomsnitt og stasjonsverdi (dvs. artsregistreringene for grabbprøvene summert for en stasjon) skulle beregnes, og dersom verdiene ga ulike tilstandsklasser skulle faglig skjønn avgjøre hvilken som skulle gjelde. Dette er altså endret i denne versjonen. Se Pedersen m.fl. 2016 for analyser og vurderinger som ligger til grunn for beslutningen om bruk av gjennomsnittsverdier fremfor stasjonsverdier.

9.6.5 Referansetilstand eller naturtilstand

Referansetilstand eller naturtilstand er trolig den største usikkerhetskilden ved klassifisering av bløtbunnsfauna. Det er observert naturlig dårligere indeksverdier i noen vannforekomster, f. eks. i store, dype vestlandsfjorder. Det er også normalt med gradienter i referansetilstand fra åpne (eksponerte) til mer innelukke områder. De indre delene av lange fjorder vil ha mindre rekruttering fra mer artsrike åpne områder utenfor fjorden, og kan derfor ha lavere artsantall. Terskelfjorder har naturlig mindre sirkulasjon i bunnvannet, slik at oksygenivået ofte er lavere enn i åpne områder.

Det finnes imidlertid metoder som kan brukes for å estimere referansetilstand på en lokalitet og hvor mye referansen eventuelt avviker fra dagens tilstand: (1) Kjerneprøvetaking for å bestemme stedegen referansetilstand bakover i tid basert på fossile foraminiferer (Alve m.fl. 2009; Dolven m.fl. 2013), og (2) modellert referansetilstand fra fysiske prediktorvariabler.

1) Bestemme referansetilstand ved hjelp av fossile foraminiferer Analyser av foraminiferer i daterte sedimentkjerner er velegnet til å bestemme referansetilstanden i en vannforekomst samt å spore endringer i økologisk tilstand over tid. Denne metoden er benyttet i bl.a. Indre Oslofjord (Dolven m.fl. 2013), Horten indre havn (Hess & Alve 2014) og i Lysefjorden (Duffield m.fl. 2017). Resultater har vist at foraminiferer og bløtbunnsfauna (makrofauna) klassifiserer miljøtilstanden svært likt (f.eks., Pedersen m.fl. 2016). Denne informasjonen kan følgelig også benyttes til å indikere referansetilstanden for bløtbunnsfaunaen på stedet. Det er hensiktsmessig å benytte foraminifermetoden i vannforekomster hvor den samlede vurdering av området tilsier moderat eller dårligere økologisk tilstand.

2) Bestemme referansetilstand ved statistisk modellering Romlig og statistisk modellering kan benyttes for å beregne referansetilstanden på en lokalitet. Denne metoden ble også benyttet til å utarbeide de differensierte grenseverdiene som er vist i tabell 9.22. I tillegg til fysiske forklaringsvariabler inngikk også miljøvariable som organisk innhold i sediment og kornstørrelse i modellen (Pedersen m.fl. 2016).

I områder hvor man mistenker avvik fra referansetilstanden, og bruk av andre nåværende metoder er utilstrekkelige, anbefales det å benytte den retrospektive foraminifermetoden til å fastsette den stedegne referansetilstanden. I praksis skal referansetilstand påvirke tilstandsklassifiseringen ved at indeksenes klassegrenser justeres før normalisert EQR beregnes.

Noen fjordbasseng har naturlig lavt oksygeninnhold i dypvannet. Det er vanskelig å skille disse fra fjordbassenger hvor oksygeninnholdet er lavt som følge av menneskelig aktivitet. Ofte er det videre slik at antropogen aktivitet gir en ytterligere reduksjon i oksygeninnholdet der hvor bunnsirkulasjonen naturlig er svekket. I slike bassenger kan faunaen være svært fattig eller mangle helt. Klassifiseringssystemet omfatter ikke disse lokalitetene. I slike vannforekomster kan en ta prøver på grunnere dyp eller legge flere prøvetakingsstasjoner langs en dybdeprofil for mer representativ prøvetaking,

såfremt det finnes flate bunnpartier med egnet sediment. Alternativt kan man benytte foraminifermetoden beskrevet i Vedlegg 9.

9.6.6 Fysisk-kjemiske støtteparametere for bløtbunnsfaunaundersøkelser

Som støtteparametere ved undersøkelser av bløtbunnsfauna benyttes sedimentparameterne organisk innhold (totalt organisk karbon (TOC)), kornfordeling og evt totalt nitrogen (TN) i sedimentet. Støtteparameterne skal måles for hver prøvetakingslokalitet. Organisk innhold skal analyseres fra øvre 0-1 cm av sedimentet og kornfordeling fra øvre 0-5 cm av sedimentet.

Til klassifisering av TOC benyttes inntil videre SFT Veileder 97:03. Grenseverdiene er gjengitt i tabell 9.23. TOC må korrigeres for sedimentets innhold av finstoff før tilstandsklassifisering:

$$TOC_{63} = TOC_{mg/g} + 18 * (1 - p < 63 \mu m).$$

TOC benyttes som et supplement til faunadataene for å få informasjon om graden av organisk belastning, og inngår ikke i den endelige tilstandsklassifiseringen.

I tilfeller hvor det foreligger historiske data for organisk innhold i sediment i form av glødetap, kan det være hensiktsmessig å analysere glødetap for å studere utviklingen over tid. Dette må i så fall gjøres i tillegg til analyse av organisk karbon. Parallellanalyser har vist stort sprik i forholdet mellom verdiene for totalt organisk karbon (TOC) og glødetap. Det blir derfor ofte feil hvis den ene regnes om til den andre med en fast faktor.

Som nevnt kan også innhold av totalt nitrogen (TN) i sedimentet analyseres for hver prøvetakingslokalitet. Kunnskap om mengdeforholdet mellom organisk karbon og nitrogen i sedimentet (C:N-forholdet) kan gi verdifull informasjon om det tilførte organiske materialet i en vannforekomst stammer fra landbasert aktivitet (allokton) eller fra marin produksjon (autokton); enten fra plankton i vannsøylen eller fra makroalger.

Analyse av sedimentets kornfordeling skal utføres i henhold til Wentworths skala (Wentworth, 1922) for sedimentets innhold av finstoff (% silt og leire, < 0,063 mm) og alle størrelsesfraksjoner større enn 0,063 mm. Analysen vil gi et godt grunnlag for å forstå og vurdere resultatene av bløtbunnsfaunaens artssammensetning og dermed gi en sikrere vurdering av status for vannforekomsten. Anbefalingen er i tråd med ISO 16665. I særlige tilfeller kan det også vurderes å analysere for fraksjoner av silt og leire (< 0,063 mm).

Innholdet av TOC, kornfordeling og evt TN i sedimentet skal benyttes som støtteparametere for bløtbunnsfauna, men inngår ikke i klassifiseringen av økologisk tilstand.

Det kan foretas måling av temperatur og salinitet i vannmassene, f.eks. ved å benytte en profilerende CTD/STD-sonde fra overflate til bunn på hver prøvetakingslokalitet. Målingen bør utføres samtidig med prøvetaking av bløtbunnsfauna. Det bør monteres på en oksygensensor på sonden for også å måle oksygenforholdene i dypprofilen. Innhold av oksygen i bunnvann skal ikke benyttes direkte i klassifiseringen av økologisk tilstand med mindre kravene til frekvens som angitt i SFT Veileder 97:03 er oppfylt. En enkeltmåling av oksygenforholdene kan likevel gi grunnlag for å forstå og vurdere resultatene for bløtbunnsfauna, siden reduserte oksygenforhold i det bunn-nære vannet kan påvirke bunnfaunaen negativt.

Tabell 9.23 Tilstand for organisk innhold i sediment i henhold til SFT Veileder 97:03.

Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
TOC ₆₃	Organisk karbon (mg/g) korrigert for innhold av finstoff	0-20	20-27	27-34	34-41	41-200

$TOC_{63} = TOC_{mg/g} + 18 * (1 - p < 63 \mu m)$.
TOC-verdien må være mg/g for at beregningen skal bli riktig.

9.6.7 Rapportering

Ved rapportering av resultater skal det fremkomme hvilke standarder og veiledere som er fulgt. Forhold ved prøvetaking eller opparbeiding som kan ha betydning for resultatene skal fremkomme, samt navn på personer som har foretatt prøvetaking, analyser og klassifisering. Geografiske posisjoner med kartdatum, dyp og tidspunkt for prøvetaking defineres entydig for sporbarhet og eventuelle oppfølgende undersøkelser. I tillegg til indeksene bør også artsdata presenteres, enten gjennom fullstendige artslistor eller minimum de ti mest dominerende artene pr. stasjon.

De ulike indeksene gir en objektiv måte å bedømme miljøtilstanden til et område, og tilstandsklassen som gis av indeksene skal alltid presenteres i rapporten. Av og til kan det midlertid oppstå tilfeller hvor indeksene gir et resultat som etter faglig skjønn er feil. I slike tilfeller kan en ekspertvurdering legges til som en observasjon til resultatene. En ekspertvurdering er subjektiv og gir mulighet for diskusjon. Det er derfor viktig å dokumentere hva man bygger vurderingene sine på. Ekspertvurderingen bør underbygges ved å referere til tidligere rapporter fra området eller vitenskapelig litteratur.

I tilfeller, når historiske data foreligger og man ønsker å studere utvikling over tid, er det mulig å komplettere med bruk av SFT veileder 97:03 til å klassifisere H' og ES₁₀₀ for 4 (kumulerte) prøver pr. stasjon med totalt areal 0,4m² (tabell 9.24).

Tabell 9.24 Tilstand for makroinvertebrater i sediment (bløtbunnsfauna) per stasjon (0,4 m²) i henhold til gammel veileder SFT 97:03

Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ES ₁₀₀	Artsmangfold	50-26	26-18	18-11	11-6	6-0
H'	Artsmangfold	6-4	4-3	3-2	2-1	1-0

9.6.8 Kompetansekrav

Prøvetaking, opparbeiding og vurdering av resultater for bløtbunnsfauna krever erfaring og kompetanse. I ISO 16665 står det at «Fagpersonell må kunne vise til høy kompetanse og eventuelt deltakelse i ringtester der dette er mulig». Per i dag foreligger det ingen formelle kompetansekrav, men personell som utfører og rapporterer bløtbunnsundersøkelser bør kunne dokumentere erfaring og kompetanse innen fagområdet. Kompetanse bør fortrinnsvis dokumenteres formelt via et sertifiseringsorgan, f.eks. Norsk Akkreditering som tilbyr akkreditering for prøvetaking, opparbeiding og faglige vurderinger og fortolkninger av bløtbunnsfauna.

9.7 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)

For de fysisk-kjemiske parameterne er det ikke utviklet noe nytt klassifiseringssystem. Inntil videre er det besluttet at man benytter en modifisert utgave av SFTs veileder (97:03) (tabell 9.26 og 9.27). Klassifiseringssystemet er utviklet for de kjemiske parameterne total Fosfor, Fosfat, total Nitrogen, Nitrat + nitritt, Ammonium og Oksygen og den fysiske parameteren siktedyp (Tabell 9.25). Fysisk-kjemiske kvalitetselement er viktige støttedata for tolkning av de biologiske dataene. Målinger av næringssaltkonsentrasjoner gir informasjon om økninger, eventuelt endringer i næringssaltstatus (dose informasjon). I tillegg til å være støttedata benyttes de kjemiske data til tilstandsklassifisering og vil inngå som datagrunnlag i en samlet vurdering av en vannforekomst.

Tabell 9.25 Oversikt over regioner og vann typer (1-5) der det er aktuelt å bruke indekser for fysisk kjemiske kvalitetselement. – betyr at det ikke finnes indekser og klassegrenser utviklet for disse vann typene. n.a. betyr at vann typen ikke finnes. Se Figur 3.2 for oversikt over regioner og vann typer.

Region		B Barentshavet	G Norskehavet Nord	H Norskehavet Sør	M Nordsjøen Nord	N Nordsjøen Sør	S Skagerrak
Åpen eksponert kyst	1	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen
Moderat eksponert kyst/fjord	2	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen
Beskyttet kyst/fjord	3	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen
Ferskvannspåvirket fjord	4	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	n.a.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen	Totalfosfor Fosfat Total nitrogen Nitrat+ Nitritt Ammonium Siktedyp Oksygen

9.7.1 Parametere, krav til data og klassegrenser

Som fysisk-kjemisk støtteparametere brukes konsentrasjonen av næringsstoffene fosfor og nitrogen, samt oksygen og siktedyp. Saltholdighetsmålinger benyttes også for valg av klassifiseringstabell samt fastsettelse av vanntype. Det anbefalte klassifiseringsverktøyet inneholder to ulike vanntyper; saltholdigheten >18 og saltholdigheten mellom 5 – 18. En videreutvikling av støtteparametere som klassifiseringsverktøy for de ulike vanntypene og økoregioner vil først kunne gjennomføres når datagrunnlaget er tilstrekkelig.

Siktedyp:

Siktedyp gir informasjon om mengde partikler i vannet og hvor langt ned synlig lys vil gå i vannsøylen. Perioder med høy planteplanktonbiomasse og/eller stor avrenning vil gi dårligere siktedyp. Siktedyp estimeres ved at man senker en hvit skive (diameter 25 cm) langsomt ned i vannet. Når skiven forsvinner, noteres antall meter senket ned som da gir siktedyp.

Fysisk-kjemiske parametre

De fysisk-kjemiske parameterne varierer betydelig mellom årene og den naturlige variasjon er stor. Ved tilstandsvurdering basert på fysisk-kjemiske kvalitetselementer skal minimum data fra 3 sammenhengende år benyttes. En overvåkingsperiode bør bestå av 3 sammenhengende år, der flere overvåkingsperioder vil gi bedre utsagnskraft og sikrere vurderinger da naturlig variasjon er stor for disse parameterne.

For en fullstendig tilstandsklassifisering skal det benyttes både vinter og sommerkonsentrasjoner av næringsstoffer. Målinger i vinterperioden vil fange opp overkonsentrasjoner (mer enn naturlig konsentrasjon) av næringsstoffer i en vannforekomst. Sommerperioden fanger bedre opp effekter og tilførsler som er knyttet til avrenning eller utslipp.

For å kunne klassifisere etter SFT veilederen 97:03 må man måtte følge de metodiske beskrivelser gitt. For detaljer henvises det til veilederne 97:03. I det følgende gis en kortfattet oppsummering av de viktigste momentene i metodikken. Dersom det er avvik mellom denne og opprinnelig veilederne knyttet til overvåking og tilstandsvurdering, skal beskrivelse gitt i denne veilederen følges. Næringssaltkonsentrasjon vil naturlig variere innenfor vinter og sommerperioden og mellom år. En forutsetning for å klassifisere tilstanden er at man har et prøvemateriale som gir grunnlag for å beskrive den typiske tilstanden i en vannforekomst. Dette sikres gjennom riktig valg av overvåkingsperiode (antall år) og gjennom prøvefrekvens (antall prøver innenfor året).

Vinterklassifiseringen må foretas etter siste oppblomstring av planteplankton på høsten og før vekstsesongen for planteplankton begynner om våren, for å kunne fange opp eventuell overkonsentrasjon når det er minimalt opptak av næringssalter av planteplankton. For vinterperioden skal datainnhenting foregå fra og med desember til og med februar. For sommerklassifiseringen skal man benytte perioden juni til og med august. Dersom denne perioden må utvides, er september å foretrekke fremfor mai. Det anbefales at man foretar kjemiske målinger månedlig som et minimum. For å kunne fange opp variasjonen innen overvåkingsperioden anbefales det at det tas prøver med to ukers intervall innenfor de ulike periodene, avhengig av forhåndskunnskap om vannforekomsten og varighet av overvåkingsprogrammet.

Valg av prøvetakningsdyp vil til en viss grad være lokalitetsavhengig. Dersom tidligere undersøkelser er gjennomført vil det være hensiktsmessig å videreføre prøvetakningsdypene. Vannforskriften fokuserer på de øvre vannlagene og målingene bør knyttes til de vannlag som vil ha betydning for de biologiske kvalitetselementene i vannforskriften. I vurderingen benyttes kjemiske data fra 0-10 meter dyp. Dersom det er spesielle forhold ved en prøvetakningslokalitet, bør man ta høyde for dette ved valg av dyp. I ferskvannspåvirkede områder bør man inkludere 2 m dyp for å sikre bedre vertikal oppløsning av data i de øvre vannlagene.

Valg av statistisk metode ved utregning vil avhenge av variasjon i dataene, det anbefales gjennomsnittsverdier.

Oksygen:

Oksygenmålinger skal foretas i den perioden man forventer lavest konsentrasjoner. I terskelfjorder opptrer oftest minimum i perioden september – april, men det vil kunne variere mellom fjorder og områder. De topografiske forholdene i vannforekomsten vil være av stor betydning for variasjon og avgjørende for valg av prøvetakningsperiode og lokalitet. Prøvetakningen for oksygen bør foretas månedlig inntil man har tilstrekkelig informasjon for å foreta en sikker klassifisering. Ved valg av stasjon velges de dypere områdene av vannforekomsten. Dersom prøvetakningen foretas i terskelfjorder tas prøvene i bassengvannet innenfor terskelen. Oksygen målingene og klassifisering er knyttet til maksimalt dyp, men det anbefales at målingene foretas som vertikale profiler for å avklare om større deler av vannsøylen har reduserte oksygenmengder. Det er viktig at prøvetakningen av oksygen knyttes opp mot prøvetakningen av det biologiske kvalitetselementet "Bløtbunnsfauna". Oksygenet måles med sonde eller ved at vannprøver tas med vannhenter fra spesifikke dyp. Hvis det ikke brukes sonde må vannet tappes over på oksygentette flasker, og tilsettes winkler A og B. Oksygenkonsentrasjon bestemmes da ved titrering i henhold til Winkler metoden (NS-ISO 5813) og oppgis som ml/l. Ved bruk av sonde er det viktig at denne har vært nylig kalibrert.



Oksygenflasker tilsatt Winkler A og B. Hvit farge lite oksygen og sterk brun farge mye oksygen. Foto: Kjemilaboratoriet, Havforskningsinstituttet.

Tabell 9.26 Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet over 18 (modifisert fra SFT 97:03).

Parameter		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	< 11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	< 3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	< 250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	< 12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium ($\mu\text{g N/l}$)*	< 19	19-50	50-200	200-325	>325
	Siktedyp (m)	> 7,5	7,5-6	6-4,5	4,5-2,5	<2,5
Overflatelag Vinter (Desember- Februar)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	< 20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat+nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium ($\mu\text{g N/l}$)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen ($\text{ml O}_2/\text{l}$)**	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
	Oksygen metning (%)***	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktor til mg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen. ** Omregningsfaktor til $\text{mg O}_2/\text{l}$ er 1,42. *** Oksygenmetning er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6 °C.

Tabell 9.27 Klassifisering av tilstand for næringsalter og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet (psu) 5 og 18 (modifisert fra SFT 97:03).

Parameter		psu	Tilstandsklasser					
			I	II	III	IV	V	
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	
Overflatelag Sommer (Juni-August)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<8	8-12	12-22	22-53	>53	
		18	<11,5	11,5-15,5	15,5-28	28-59	>59	
	Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<2	2-3,5	3,5-7,5	7,5-21	>21	
		18	<3,5	3,5-6,5	6,5-15	15-46	>46	
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<250	250-383	383-538	538-800	>800	
		18	<250	250-337	337-505	505-800	>800	
	Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*	5	<97	97-156	156-223	223-363	>363	
		18	<24	24-41	41-86	86-265	>265	
	Siktedyp (m)	5	>7	7-4,5	4,5-2,5	2,5-1,5	<1,5	
		18	>7,5	7,5-6	6-4	4-2,5	<2,5	
	Overflatelag Vinter (Desember- Februar)	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	5	<10,5	10,5-14,5	14,5-26	26-53	>53
			18	<20	20-24	24-40	40-59	>59
Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)*		5	<7	7-9	9-16	16-31	>31	
		18	<14,5	14,5-19	19-32	32-48	>48	
Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*		5	<261	261-385	385-553	553-800	>800	
		18	<291	291-398	398-559	559-800	>800	
Nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$)*		5	<143	143-226	226-326	326-478	>478	
		18	<97	97-139	139-239	239-367	>367	

* Omregningsfaktor til mg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen

Næringsalter, siktedyp og oksygen er støtteparametere for de biologiske kvalitetselementene innen vannforskriften. Støtteparametere er viktige for å kunne forklare eventuelle endringer i de biologiske overvåkningskomponentene. Av den grunn er det viktig at man ser innsamlingen av støtteparametere i sammenheng med den biologiske innsamlingen og langt på vei inkluderer støtteparametere i de biologiske innsamlingsprogrammene. Dette vil kunne påvirke det endelige valg av lokaliteter, prøvetakningsdyp og frekvens. For å ha tilstrekkelig med støtteparametere for tolkning av biologiske data vil det være hensiktsmessig å samle inn ekstra kjemiske og fysiske parametere. Ekstra parametere vil avhenge av problemstillinger som skal belyses og type belastning som anses som viktig. For tolkning av planteplankton data anbefales det at silikat inkluderes som næringsalterparameter. Lysforhold (lysmålinger, utover siktedyp) vil i tillegg gi viktig informasjon for tolkninger av data for makroalger og angiospermer.

9.8 Overvåkingmetodikk

9.8.1 Basisovervåking

Alle kvalitetselementer skal overvåkes ved basisovervåking. For enkelte biologiske kvalitetselementer er det mindre naturlig variasjon enn for andre. Under er metodikk, prøvetakingsfrekvens slik det gjøres i ØKOKYST vist (tabell 9.28 og 9.29).

Tabell 9.28 Oversikt over makroalge og bløtbunnsfauna metodikk, prøvetakingsfrekvens og standarder brukt i ØKOKYST.

Kvalitetselement	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk analyser	Frekvens (per prøve-takingsår)	Matriks
Makroalger	Fjæreindeks med mengde (RSLA) og uten mengde (RSL),	Taxa: % dekning	NS-EN ISO 19493-2007 Veileder 02:2013 revidert 2015	Veileder 02:2013 revidert 2015	1	Fjæresone
	Nedre Voksegrense MSMDI (dykking) + sedimentdekning	meter (utvalgte arter) % dekning sediment	NS-EN ISO 19493-2007 Veileder 02:2013 revidert 2015 M-437	Metodikk analyser	1	Transekt 0-30m
Ålegress	Nedrevoksegrense Tetthet Mengde begroingsalger	m tetthet % dekningsgrad	M-788	M-788	1	Bløtbunn - sublittoral
Bløtbunnsfauna	Artssammensetning	Taxa	ISO 16665	ISO 16665	1	Bløtbunn
	Individtetthet	Individer pr. 0,1 m ²	ISO 16665	ISO 16665	1	Bløtbunn
	Kornstørrelse / TOC innhold	andel partikkelstørrelse (% <63µm) og andel (% >63µm) / mg/g	NS-EN ISO 5667-19:2004	Wentworth 1922	1	Bløtbunn

Tabell 9.29 Oversikt over hydrografiundersøkelsesenes innhold og kvalitetselementenes respektive prøvetakingsfrekvens og standarder brukt i ØKOKYST.

Kvalitetselement	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk analyser	Frekvens (per prøve-takingsår)	Måle-tidspunkt	Matriks
Temperaturforhold	Temperatur	°C	In situ	NS9425-3	12	Månedlig	Vannmasser: ICES standarddyp (se kapittel 6)
Salinitet	Salinitet		In situ	NS9425-3	12	Månedlig	
Oksygenforhold	Oppløst oksygen	ml O ₂ /l	In situ	NS-ISO 5813/ evt. sensor	12	Månedlig	
Næringssaltforhold	Total fosfor (Tot-P)	µg P/l	OSPAR 1997-2 (JAMP guidelines)	NS-EN ISO 6878	12	Månedlig	
	Fosfat (PO ₄ -P)	µg P/l		NS-EN ISO 6878	12	Månedlig	
	Total nitrogen (Tot-N)	µg N/l	/NS-ISO 5667-9:1992	NS-EN ISO 13395	1		
	Nitrat+Nitritt (NO ₃ +NO ₂ -N)	µg N/l		NS-EN ISO 13395	12	Månedlig	
	Ammonium (NH ₄ -N)	µg N/l		NS-EN ISO 11732-2005	12	Månedlig	

Kvalitetsэлемент	Parameter	Enhet	Metodikk prøvetaking	Metodikk analyser	Frekvens (per prøve-takingsår)	Måle-tidspunkt	Matriks
Siktedyp	Siktedyp	Meter	Sikteskive		12	Månedlig	
	Turbiditet	TSM	In situ	NS-EN ISO 7027	12	Månedlig	
Planktonalger	Klorofyll a	µg/l eller mg/m ³		Fluorometrisk Jamp Eutro-phication Monitoring Guidelines: Chlorophyll a in water, NS4766, NS4767, ISO10260:1992	12	Månedlig	Flere dyp (0-10m)
Planktonalger	Artssammen-setning	Taxa	NS-EN 15972:2011	NS-EN 15972:2011	12	Månedlig	5m

9.8.2 Trendovervåking

Stasjoner for representativ tiltaksobservasjon er ofte "sektorprogrammer". Kravet i forskriften er at det mest følsomme, biologisk og hydrologisk kvalitetsэлемент minimum skal inngå i tiltaksobservasjon. Det er også nødvendig å ha kunnskap om belastningene, samt de faktiske kjemiske forholdene i vannet. På grunn av stor variasjon fra sak til sak er det ved tiltaksobservasjon stort behov for skreddersøm, både når det gjelder parametervalg og frekvens.

9.9 Hydromorfologiske kvalitetsэлементer

Tabell 9.30 Hydromorfologiske kvalitetsэлементer for kystvann med tilstandsbeskrivelse.

Kvalitetsэлемент	Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Tidevannsystem	Ferskvannsgjennomstrømmingen og de dominerende strømmenes retning og hastighet tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetsэлементer.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetsэлементer.
Morfologiske forhold	Dybdevariasjoner, substratforhold og tidevannssonenes struktur og tilstand tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetsэлементer.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetsэлементer.

Klassifiseringssystemet inneholder et forslag til klassifisering av endringer i morfologiske forhold. De fysiske inngrep en antar har mest målbar effekt er påvirkning av substrat, bunnforhold, dybdeforhold og ikke minst strandsonen. Kystvannsføremønstene er ofte store og som regel skjer inngrepet ofte bare i en liten del av føremønstet. I og med at de fleste vannføremønstre dekker ulike naturtyper (f.eks. ålegress, tareskog osv.) og disse er kartlagt og verdisatt i "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold", benyttes dette som grunnlag i klassifiseringssystemet. Tilstandsklassen vil da være avhengig av størrelsen på inngrepet, i hvilken naturtype inngrepet er utført og verdien av naturtypen.

9.8.1 Innledning

Hydromorfologiske støtteparametre er omtalt i vannforskriftens vedlegg V og kvalitetsэлементene deles inn i to kategorier: Tidevannssystem og morfologiske forhold. Svært god tilstand beskrives i forskriften som nesten uberørte forhold. Tilstandsklassene God og Moderat for hydrologiske kvalitetsэлементer er knyttet direkte opp til de biologiske kvalitetsэлементene for økologisk klassifisering for kystvann (tabell 9.30).

I likhet med klassifiseringssystemene for biologiske og fysiskkjemiske kvalitetselementer, ønsker man et femdelt system for parameterne hydrologiske endringer, morfologiske endringer og andre fysiske endringer, som vanntemperatur og endringer i sedimenter. Følgende forslag er på klassifisering av de to siste parameterne der påvirkningene vurderes ut fra forventede naturlige forhold uten påvirkning.

Forslag til klassifisering av hydrologiske endringer vil foreligge på et senere tidspunkt.

I og med at vi ikke har noen tidligere systemer for klassifisering av hydromorfologi i kystvann må det påregnes at videre uttesting av systemet er påkrevd.

9.8.2 Fysiske inngrep i kystvann

Med utgangspunkt i den todeltede inndelingen av hydromorfologiske kvalitetselementer (tabell 9.30), kan man først se på hvilke inngrep som endrer tidevannstrømninger, og deretter se på andre inngrep. I den første gruppen finner man bygging/fylling eller fjerning av terskler og trange sund som inngår naturlig i den rådende tidevannstrømningen. Også omfattende mudring eller undervannsprengning kan forårsake endret tidevannstrømning, men antall tilfeller er få hvor tidevannstrøm kan sies å være betydelig endret. Man har som regel store åpne vannmasser langs den norske kysten hvor enkelte inngrep vil være for små til å kunne ha en målbar effekt (med få unntak som Saltstraumen, noen poller og andre trange sund). Store ferskvannsutslipp fra vannkraftreguleringer kan også enkelte steder påvirke overflatestrømninger men dette behandles ikke i denne utgaven av veilederen.

En rekke fysiske inngrep kan ha målbar effekt på kystvann gjennom påvirkning av substrat, bunnforhold, dybdeforhold og ikke minst strandsonen. Det er i denne gruppen vi forventer å observere de største og mest hyppige endringer i kystvannets økologiske tilstand på grunn av fysiske inngrep. Utfylling langs elveutløp, bygging av store kaier, moloer og havneanlegg, og langs strandsonen, deponering av sedimenter osv har alle en virkning på økologien lokalt. Hvor langt fra selve inngrepet man kan observere virkningen er svært variabel i forhold til hvilke arter man skal registrere.

Fysiske endringer som påvirker vannforekomster er mer vanlig i ferskvann, der endringer ofte kan få videre konsekvenser oppstrøms eller nedstrøms. I kystvann er det vanskeligere å spore endringer langt utenfor der det fysiske inngrepet direkte er plassert. Kystvannforekomstene har normalt så stort flate at ved å sammenligne arealmessig påvirkning av inngrepet med totalarealet av vannforekomsten, blir det påvirkede området svært lite og vanskelig å se igjen i totalbildet. Dette kan resultere i situasjoner der vi i vannforekomster med stor variasjon i bunnssubstrat, kan ha fysiske inngrep som totalt endrer enkelte unike deler av forekomsten, men forsvinner totalt i arealet av hele forekomsten.

I hovedveileder for foreløpig identifisering og utpeking av sterkt modifiserte kystvannforekomster (Johnsen m fl. 2004) er en rekke tekniske inngrep og forventet hydromorfologisk påvirkning identifisert.

De hydromorfologiske elementene som kan påvirkes er strømstyrke og retning, bølgeeksponering, saltholdighet og temperatur, utskifting av overflatevann, dypvannsutskifting, dybdeforhold og substratstruktur. Kriteriet for å bli klassifisert som sterkt modifisert er at vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand uten at påvirkningene blir fjernet. For de resterende vannforekomstene skal det generelle kravet om god økologisk tilstand oppnås.

Det er vanskelig å sette grenser for økologisk klassifisering av hydromorfologiske endringer for vannforekomster der den reelle påvirkningen bare skjer i en liten del av forekomsten. De aller fleste kystvannforekomstene inneholder en rekke økosystemer, med både horisontale og vertikale utbredelsesgrenser. Påvirkninger vil normalt gradvis endres fra en vannforekomst til en annen, og det er i liten grad direkte oppstrøms/nedstrøms effekter. Effekter kan også ha en stor økologisk påvirkning på ett økosystem i vannforekomsten og ingen effekt på andre. Eksempelvis kan en forandring i saliniteten i overflatelaget medføre en påviselig endring i tangbeltet i strandsonen, men ha ingen påviselig effekt på sublitoralen.

For å kunne vurdere påvirkningsgraden til en bestemt forekomst må dyp inn som parameter. Økologien er svært variabel i ulike dyp langs Norges kyst, og uten å relatere til vandyp vil man neppe kunne si noe om økologien i forekomsten. Både med hensyn til primærproduksjon og til hvor man finner flest inngrep, må vi konkludere at det er de øverste vannlagene som blir viktigst for økologien. Nedenfor 20 m har man økosystemer som er mer robust mot inngrep og hvor man må påvirke store bunnarealer før man kan merke en økologisk effekt (eksempelvis deponering av store mengder sedimenter).

Siden vandirektivet opererer med store vannflater per forekomst av kystvann, fokuseres det her på strand arealet ned til 10 m dyp som arealparameter. Dette arealet utgjør alle strandsoner som blir eksponert av tidevann og nesten all vannmasse som er påvirket av lys. Siden dette arealet ned til 10 m kan måles fra lett tilgjengelig sjøkart langs kystsonen, benyttes 10 m som grense.

Kriteriene for klassegrenser som brukes for ferskvann kan vanskelig overføres til kystvann og en må tenke helt på nytt ut fra de økologiske egenskapene man kjenner til i Norges svært varierende kystvann. Det vil derfor være størst sjanse for å finne en direkte sammenheng mellom grad av inngrep og økologisk virkning hvis en konsentrerer oppmerksomheten rundt forekomstens gruntvannsareal ned til 10 m dyp som målt i sjøkartet.

9.8.3 Naturtyper i kystvann

Tabell 9.31 Naturtyper og verdisetting etter DN Håndbok nr. 19: "Kartlegging av marint biologisk mangfold."

Naturtype	Verdisetting
Større tareskogforekomster	A Lokalteter med store, intakte tareskogområder (>500 000 m ²). I Skagerrak regnes alle større tareskogsområder som svært viktige selv om utbredelsen er mindre enn 100 000 m ² . B Mindre områder med tareskog (~100 000 m ²).
Sterke tidevannsstrømmer	A De sterkeste strømmene, dvs strømhastighet over 10 knop eller lengden på området er >500m B Alle strømmer over ca. 5 knop.
Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet	A Fjordområder med permanent naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvann (<2 ml/l) B Fjorder der bunnvannet tidvis har naturlig lavt oksygeninnhold
Spesielt dype fjordområder	A Fjordområder med dyp > 700 m. B Fjordområder med dyp i intervallet 500-700 m.
Poller	A Poller som er lite påvirket eller upåvirket av menneskelig aktivitet, som er større enn ~200 000 m ² og/eller har spesielle arter. B Andre poller som er lite påvirket eller upåvirket av menneskelig aktivitet.
Litoralbassenger	A Store, urørte litoralbasseng (>10 m ²).
Israndavsetninger	A Store morenerygger med god kontrast til miljøet for øvrig. B Mindre avsetninger.
Bløtbunnsområder i strandsonen	A Større strandflater (> 500 000 m ²) som er næringsområde for bestander av overvintrende og trekkende vadefugler. B Større strandflater (> 200 000 m ²) som er næringsområde for stedegne fugler (vadefugler, andefugler) og fisk (kutlinger, flyndrer).
Korallforekomster	A Alle store rev av Lophelia, både på eggakanten og i fjordene, og alle tette bestander av hornkoraller.
Løstliggende kalkalger	A Store forekomster av løstliggende kalkalger (mergelbunner). Alle forekomster av "ekte" mergelarter (sjeldne). B Enkeltfunn/mindre forekomster av løstliggende kalkalger.
Ålegrasenger og andre undervannsenger	A Større upåvirkede komplekser av undervannsenger (> 100.000 m ²) andre undervannsenger og alle forekomster av akutt truede utforminger som Dvergålegras, Havfrugras og Kortskuddplante-under-vannseng/ forstrand-utforminger. B Ålegrasenger nær kjente gyteplasser samt mindre undervannsenger (< 100.000 m ²).
Skjellsandforekomster	A Større sammenhengende forekomster (> 100 000 m ²) av ren skjellsand på grunt vann ned til ca. 10 m dyp, ofte med spredt bevoksning av tare. B Større forekomster av ren skjellsand (> 100 000 m ²). I Skagerrak regnes alle forekomster større enn ca. 20 000 m ² som viktige.

For klassifiseringssystemet for fysiske endringer i kystvann er det nødvendig å innføre begrepet "naturtype". Vurderinger av fysiske inngrep i en naturtype innen en vannforekomst må relateres til unikheten til naturtypen. Det foreslås derfor en vektning av graden av påvirkning på ulike naturtyper.

For å standardisere naturtypebegrepet anbefales det å benytte naturtypene definert i NiN (artsdatabanken) eller DN-håndbok no. 19: Kartlegging av marint biologisk mangfold, der 12 spesielle naturtyper er definert (tabell 9.31).

Naturtypens verdi:

De 12 definerte naturtypene har en stor variasjon i dybde og størrelser, slik at ikke alle er like aktuelle å bruke ved klassifisering av fysiske endringer i vannforekomster. Naturtypene har alle en vurdering av viktighet, kartleggingsstatus og verdi. Viktighet er geografisk differensiert. Verdisetting av naturtyper er delt inn i tre nivåer: A, B eller C. I verdisetting ligger det inne vurdering av økologisk funksjon, grad av sjeldenhet, arts mangfold og grad av truetet. Tabell 9.31 beskriver ikke type C, som for alle naturtyper representerer lokalt viktige forekomster av den aktuelle typen.

Et eksempel på naturtyper er bløtbunnsområder i strandsonen. Naturtypen er vanlig i hele landet, men de store uberørte områdene er sjeldne. Områdene er ofte knyttet til elveutløp, og mange av våre fjorder har hatt store bløtbunnsområder/elvedelta innerst i fjordarmene, men er i dag utbygget. Normalt er det ingen store makroalger knyttet til bløtbunnsområder, og faunaen er preget av gravende organismer som fjæremark. Eventuelle utfyllinger med stein i form av moloer eller veifyllinger vil tilføre et nytt hardbunns habitat der ny fauna/flora kan etableres, slik at de særegne egenskapene ved bløtbunn forsvinner. Eventuelle utfyllinger mot hardbunn vil ikke påvirke naturtilstand i samme grad. De fysiske egenskapene til de utfylte massene er svært lik det vi finner på hardbunn, og en vil i løpet av relativt få år få reetablert hardbunnsfaunaen. Noen ganger kan utfyllinger øke det biologiske mangfoldet ved dannelse av nytt substrat.

9.8.4 Forslag til klassegrenser i kystvann

Man starter ved å ta utgangspunkt i det påvirkede arealet og angi hvilken av de 12 naturtypene som er påvirket av inngrepet. Noen inngrep kan påvirke mer enn en naturtype, men sjelden veldig mange samtidig. Deretter vurderes påvirkningsgraden ut fra totalt areal påvirket for denne naturtypen innen hele vannforekomsten. Eksempelvis hvis bløtbunnsarealet som er påvirket er det eneste i hele forekomsten, er graden av økologisk påvirkning sannsynligvis stor (noe bløtbunnsfauna kan bli utryddet fra forekomsten). Dersom man derimot bare påvirker 5 % av hele bløtbunnsområdet, kan man neppe hevde en merkbar økologisk virkning.

I tillegg må det tas hensyn til verdien av naturtypen som er påvirket. Dette kan gjøres gjennom vektning av andelen med verdisettingen til naturtypen. For naturtyper med verdisetting A (Naturtyper som er av nasjonal verdi), multipliseres prosentvis påvirket areal innenfor vannforekomsten med 3. Prosentvis påvirket areal av naturtype med verdisetting B blir multiplisert med 2, mens alle areal innenfor kategori C har 1 som vektfaktor (ingen vektning). På denne måten legges det større vekt på påvirkninger av areal med stor nasjonal eller regional naturtypeverdi. Videre grensesetting for økologisk klassifisering av hydromorfologiske kvalitetselementer bør knyttes direkte opp mot grensesettingene for de biologiske kvalitetselementene (planteplankton, makroalger og bløtbunnsfauna).

Valg av klassegrenser må være enkel og konsekvent, uansett hvilken naturtype som er berørt. Dersom man må beregne påvirket areal av ulike naturtyper, både påvirket og naturlig, og anslå hvilke naturtyper som finnes før man kan vekte med faktor 1, 2 eller 3 skal man ha relativt enkle og klare grenser som differensierer i grad av påvirkning for hver enkel forekomst. I fravær av bedre data og andre forslag, foreslås det at Norge holder seg til samme klassegrenser som foreslått i Storbritania (WFD UKTAG, 2004 TAG2003WP7c (01) Draft guidance on morphological pressures (P2.v326.01.04)), dvs 5% og 15 % av arealet er påvirket etter vektning. Sistnevnt er grensen god til moderat og derfor svært viktig i forhold til om tiltak må settes inn. Grensene mellom moderat, dårlig og svært dårlig er satt ved å ekstrapolere til 30 % og 50 % (tabell 9.32).

Eksempel: En vannforekomst der en naturtype med påvirkningsgrad på 6 % vil dersom den har en viktighet B, fremdeles være klassifisert som god, men dersom den har viktighet A, vil den bli klassifisert som dårlig.

9.8.5 Krav til data

For å kunne bruke den anbefalte metodikken har man behov for et sjøkart med 10 m dybdekoten inntegnet og en beskrivelse av den marine naturtypen som er identifisert påvirket. Man må også ha kunnskap om inngrepene som har skjedd i gruntvannssonen til hele vannforekomsten. Det er ikke nødvendig med data om totalarealet til hele forekomsten, heller ikke hvilke andre naturtyper som finnes på dypt vann eller rundt øyer og holmer, så lenge disse ikke er påvirket.

9.8.6 Eksempel på bruk

Mellom land og 10 m dybdekoten skal man måle arealet i hele forekomsten, som vi kaller gruntvannssonen. Innenfor dette skal man måle eller estimere arealet til hver av de viktigste naturtyper som er identifisert fra Tabell 9.31 ovenfor. I dette tilfellet antas det at gruntvannssonen består av 0,25 km² med bløtbunn i strandsonen og er næringsområde for vadefugl, samt et område med ålegress med et areal på 0,08 km². Det antas at vannforekomsten er en typisk norsk fjord og har blitt påvirket av to inngrep i gruntvannssonen og ingen inngrep for øvrig (se Figur 9.6).

Tabell 9.32 Økologiske klassegrenser av hydromorfologisk påvirkning for naturtyper innen vannforekomster.

Naturtype	Verdisetting	Kommentar
Svært god		Praktisk talt upåvirket
	5 %	
God		Påvirket i beskjedent grad
	15 %	
Moderat		Redusert utstrekning av viktige naturtyper
	30 %	
Dårlig		Betydelig redusert utstrekning
	50 %	
Svært dårlig		Areal viktige naturtyper halvert

Inngrep 1: Den største er utbygging av elvedeltaet innerst i fjorden gjennom utfylling av 0,07 av de 0,25 km² av naturtype *Bløtbunnsområde i strandsonen*. Utfyllingen ødelegger 28 % av naturtypen, som på grunn av sin størrelse og viktighet som næringsområde har en verdiklasse B. Derfor vektet påvirkningen opp med faktor 2 til å være $0,07 * 2 = 0,14 \text{ km}^2$, eller 56 % av denne naturtypen etter vektning. Dette betyr at det hydromorfologiske kvalitetselementet får svært dårlig tilstand. Dersom de biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementene har god tilstand eller bedre får vannforekomsten likevel god økologisk tilstand (se kap. 3.5.).

Inngrep 2: Det andre inngrepet er bygging av en kai. Her er naturtypen *Ålegress og andre undervannssenger* identifisert, men arealet som er påvirket utgjør bare 6 % av totalarealet til denne naturtypen innen gruntvannssonen. Ut fra størrelsen på utbredelsen er naturtypen verdisatt som C og det påvirkede arealet blir ikke vektet opp. For Ålegressområdet naturtype C utgjør påvirkningen 6 % av gruntvannssonen, noe som ville klassifisere tilstanden til god dersom det ikke fantes andre inngrep i forekomsten.

Vannforekomsten få svært dårlig tilstand for det hydromorfologiske kvalitetselementet. Dersom de biologiske kvalitetselementer har tilstand svært god eller god, vil vannforekomsten få god økologisk tilstand (se kap 3.5). Forekomsten vil ikke bli kategorisert som sterkt modifisert kandidat.

Dette eksemplet er en enkel illustrasjon av metodikken. Det vil oppstå mange ulike situasjoner for de svært forskjellige typer forekomster man har identifisert i Norge. Metodikken må selvfølgelig utprøves i ulike forekomster og justeres over en prøveperiode, før klassegrensene kan fastsettes endelig.



Figur 9.6. Eksempel på en vannforekomst der økologisk tilstand blir vurdert ut fra hydromorfologiske endringer innen forekomstens registrerte naturtype i gruntvannssonen.

10 Klassifisering av grunnvann

10.1 Grunnvannsdirektivet og vannforskriften

Grunnvannsdirektivet er et datterdirektiv under EUs rammedirektiv for vann. Grunnvannsdirektivets bestemmelser og krav skiller seg på vesentlige punkter fra vanndirektivet. Som følge av dette har mange EU-land utarbeidet egne veiledere for gjennomføring av grunnvannsdirektivet. I Norge har vi valgt å integrere bestemmelsene fra grunnvannsdirektivet i vannforskriften og omtale både overflatevann og grunnvann i en felles klassifiseringsveileder. Denne tilnærmingen er valgt fordi miljøutfordringene relatert til utnyttelse og beskyttelse av grunnvannsressurser i vårt land er marginale sammenliknet med de fleste EU-land. I Norge er utfordringen å avgrense og karakterisere de mange og små grunnvannsforekomstene vi har og å dokumentere den antatt gode grunnvannskvaliteten. Rent hydrologisk er også overflatevann og grunnvann tett knyttet sammen i Norge ved at mange grunnvannsforekomster står i hydraulisk kontakt med overflatevannkilder og må følgelig forvaltes i størst mulig grad som en helhet.

10.1.1 Miljømål og tilstandsklasser for grunnvannsforekomster

Miljømålene for grunnvannsforekomster er definert i vannforskriftens § 6: *Tilstanden i grunnvann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenoprettes og balansen mellom uttak og nydannelse sikres med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god kjemisk og kvantitativ tilstand.*

Grunnvannsforekomster inndeles i to klasser for miljøtilstand, god miljøtilstand og dårlig miljøtilstand. Miljøtilstanden bestemmes av i) grunnvannets kjemiske tilstand og ii) grunnvannets kvantitative (hydrologiske) tilstand. Alle grunnvannsforekomster skal ha god kjemisk og kvantitativ tilstand innen 2021.

Økologisk tilstand vurderes ikke for grunnvann, men grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand vil kunne ha betydning for økologiske tilstand i akvatiske og terrestriske økosystemer.

10.2 Kjemisk tilstand for grunnvann

10.2.1 Definisjon av god kjemisk tilstand for grunnvann

God kjemisk tilstand for grunnvann er definert i vannforskriftens vedlegg V, punkt 2.3.2.

God kjemisk tilstand forutsetter at den kjemiske sammensetningen til grunnvannsforekomsten er slik at:

- konsentrasjonene av forurensende stoffer ikke viser påvirkninger av inntrengning av saltvann eller annet i grunnvannsforekomsten
- konsentrasjonene av forurensende stoffer ikke overstiger terskelverdier gitt i tabell 10.1, eller kvalitetsstandarder som gjelder i henhold til annet relevant regelverk
- ikke vil medføre at miljømålene ikke nås for tilknyttede overflatevann, eller innebærer annen vesentlig forringelse av slike vannforekomsters økologiske eller kjemiske kvalitet eller vesentlig skade på terrestriske systemer som er direkte avhengige av grunnvannsforekomsten.

10.2.2 Kjemiskeparametere

EUs vanndirektiv fastsetter felles **miljøkvalitetsnormer** for nitrat og bekjempningsmidler (plantevernmidler og biocidholdige produkter) i grunnvann. Bakgrunnen for dette er at disse stoffene er en trussel for grunnvannskvaliteten i store deler av EU-området.

Norske vannmyndigheter har utarbeidet en nasjonal liste over prioriterte stoffer som skal benyttes ved kvalitativ tilstandsvurdering av grunnvannsforekomster (Tabell 10.1). Listen tar utgangspunkt i grunnvannsdirektivet, generell kunnskap

om belastningen på norske grunnvannsforekomster, samt vannkvalitetsdata i nasjonale databaser. Listen er kort, men forventes å dekke de fleste belastningssituasjoner under norske forhold.

Høy konduktivitet eller forhøyde konsentrasjoner av klorid og sulfat kan være forårsaket av inntrenging av sjøvann, men også veisalting, eller avrenning fra deponier (avfallsfyllinger, gruvetipper mm) kan gi liknende effekter.

Arsen, kadmium, bly, kvikksølv og sulfat er stoffer som kan finnes naturlig i høye konsentrasjoner i grunnvannet som følge av mineralforvitring, men kan også være forårsaket av menneskeskapt forurensning. Forbindelsene trikloreten og tetrakloreten er menneskeskapt løsemidler uten naturlige kilder.

Tabell 10.1 Liste over prioriterte stoffer med tilhørende terskelverdier og vendepunktverdier for grunnvann (Vedlegg IX i vannforskriften).

Stoffer/Parameter	Terskelverdi	Vendepunktverdi
Nitrat, mg/l	50	37,5
Bekjempningsmidler, µg/l	0,1	0,075
Sum bekjempningsmidler, µg/l	0,5	0,4
Klorid, mg/l	200	150
Sulfat, mg/l	100	75
Ammonium, mg/N	0,5	0,4
Arsen, µg/l	10	7,5
Kadmium, µg/l	5	3,75
Bly, µg/l	10	7,5
Kvikksølv, µg/l	0,5	0,4
Sum av Trikloreten og Tetrakloreten, µg/l	10	77,5

10.2.3 Terskelverdier

I vannforskriften (vedlegg IX) er det fastsatt terskelverdier for prioriterte stoffer fra menneskelig aktiviteter som ut fra den faktiske belastningssituasjonen har ført til, eller kan utgjøre, en potensiell fare for grunnvannskvaliteten. Terskelverdien er en fastsatt konsentrasjon av stoffer i grunnvannet som definerer grensen mellom god og dårlig kjemisk tilstand (miljømålet).

Terskelverdier for prioriterte stoffer har tatt utgangspunkt i drikkevannsforskriftens grenseverdier fordi grunnvannsforekomstene først og fremst utgjør en drikkevannressurs i Norge. Drikkevannsforskriften gir gjennomgående strenge restriksjoner på hva som tillates av menneskeskapt påvirkninger på grunnvannsforekomstene. Terskelverdiene er vist i Tabell 10.1.

10.2.4 Vendepunktverdier

For å forhindre en negativ utvikling mot dårlig kjemisk tilstand i grunnvannsforekomster, er det definert vendepunktverdier for felles miljøkvalitetsnormer og prioriterte stoffer. Vendepunktverdien er en noe lavere fastsatt verdi for konsentrasjon av stoffer i grunnvannet, som er satt til 75% av terskelverdien. Hvis denne verdien overskrides, skal det vurderes om grunnvannsforekomsten over tid vil stå i fare for ikke å oppnå miljømålet. Vendepunktverdiene er vist i tabell 10.1

Vendepunktverdiene er viktige for forventet framtidig utvikling (trender) i grunnvannets kvalitet. De kan komme til anvendelse på grunnvannsforekomster som per i dag har god kjemisk tilstand, men hvor det i overvåkingsbrønner har blitt registrert forhøyede konsentrasjoner av forurensninger.

I grunnvannsforekomster hvor det blir registrert høyere forurensningskonsentrasjoner enn vendepunktverdiene i en eller flere observasjonsbrønner i de siste tre år, skal det gjennomføres trendanalyse basert på historiske analysedata. Ved anerkjente statistiske metoder skal det analyseres om forurensningskonsentrasjonen har stigende, konstant eller synkende trend. Dersom det registreres en signifikant stigende trend i forurensningskonsentrasjoner i en eller flere observasjonsbrønner, skal det vurderes om det er risiko for ikke å oppnå god kjemisk tilstand i framtiden. Hvis trendanalysene viser dette, må det få konsekvenser for eksisterende aktiviteter og reflekteres i tiltaksprogrammet for vannforekomsten.

Overvåkingen av grunnvannet må også fortsette for å dokumentere at de foreslåtte tiltakene har den ønskede effekt på forurensningskonsentrasjonen i grunnvannsforekomsten. Der trendanalysene viser synkende eller tilnærmet uforandret forurensningskonsentrasjon, må overvåkingen fortsette for å følge utviklingen. Hvis det er for få overvåkingsbrønner til å vurdere risikosituasjonen for grunnvannsforekomsten, må det overveies å etablere flere overvåkingsbrønner.

10.2.5 Hvordan klassifisere kjemisk tilstand

For grunnvannsforekomster finnes to tilstandsklasser; god eller dårlig tilstand. Tilstandsklassifisering av grunnvann skal bare utføres av forekomster som i det foregående karakteriseringsarbeidet er antatt å være i risikozonen for ikke å oppnå god kjemisk tilstand.

Der slike data foreligger, skal tilstandsklassifiseringen baseres på årlige middelerverdi for utvalgte prioriterte stoffer fra hver enkelt overvåkingsbrønn i grunnvannsforekomsten. Det bør foreligge minst to vannanalyser pr. år fra representative overvåkingsbrønner over en minimumsperiode på tre år før slik tilstandsklassifisering kan gjennomføres.

En grunnvannsforekomst, eller grupper av forekomster, har ikke god kjemisk tilstand når;

- Gjennomsnittlig årsmiddelerverdi for samtlige overvåkingsbrønner over en treårs periode overskrider minst en av de utvalgte drikkevannsgrenseverdiene.
- Gjennomsnittlig årsmiddelerverdi for et år overskrider en eller flere utvalgte drikkevannsgrenseverdier i samtlige overvåkingsbrønner innen grunnvannsforekomsten, og årsmiddelerverdi baseres på minst to analyser per brønn.
- Gjennomsnittlig årsmiddelerverdi for et år overskrider utvalgte drikkevannsgrenseverdier i en overvåkingsbrønn innen grunnvannsforekomsten og årsmiddelerverdi baseres på minst to analyser per brønn.

Ut fra den begrensede tilgangen på overvåkingsdata fra grunnvannsforekomster vil det i mange tilfeller være vanskelig å fremskaffe tilstrekkelig med data til å utføre slike statistiske beregninger i tilstandsvurderingen. I slike tilfeller kan klassifiseringen ta utgangspunkt i analyse av belastningene av menneskelig aktivitet og sammenholdes med overvåkingsdata fra andre grunnvannsforekomster med belastning fra menneskelig aktivitet.

I tilfeller der tilstrekkelige grunnlagsdata foreligger og grunnvannsforekomsten ikke oppnår god kjemisk tilstand, bør det gjennomføres en kartlegging av utbredelsen på forurensning. Dersom det foreligger tilstrekkelig med grunnlagsdata til å sannsynliggjøre at forurensningsområdet utgjør mindre enn 20 % av



Prøvetaking av grunnvann. Foto NGU

forekomstens overflateareal, kan den kjemiske tilstanden settes til god under forutsetning at følgende analyser er blitt gjort:

- Hvilken trussel utgjør forurensningene på kvaliteten til grunnvann som tas ut, eller er planlagt tatt ut, fra grunnvannsforekomsten til drikkevannsforsyning
- Hvilke miljøeffekter har forurensningen på grunnvannsforekomsten
- Hvilke mengder og konsentrasjoner av forurensninger vil sannsynligvis kunne overføres til akvatiske og terrestriske økosystem
- Hvilke miljøeffekter vil disse mengder og konsentrasjoner av forurensninger ha på berørte akvatiske og terrestriske økosystem
- Viser resultatene fra disse analysene at forurensningene har akseptable belastninger på miljø og drikkevannskvalitet ut fra en kostnytte betraktning

Dersom forurensningssituasjonen i en grunnvannsforekomst er så omfattende at den vurderes å utgjøre en betydelig trussel mot drikkevannsressurser og/eller terrestriske økosystemer, må det etableres tiltaksplaner for å opprette god kjemisk tilstand. Dette vil kreve oppfølgende overvåking av grunnvannsforekomsten og mulig nyetablering av overvåkingsbrønner for å kunne dokumentere at tiltakene har den ønskede effekt på forurensningssituasjonen.

10.3 Kvantitativ tilstand

10.3.1 Definisjon av god kvantitativ tilstand for grunnvann

God kvantitativ tilstand for grunnvann er definert i vannforskriftens vedlegg 5, punkt 2.1.2.

God kvantitativ tilstand forutsetter følgende:

Grunnvannsstanden i grunnvannsforekomsten er slik at det langsiktig gjennomsnittlige uttaket ikke overstiger den tilgjengelige grunnvannsressursen.

Grunnvannsstanden er ikke utsatt for menneskeskapt endringer som ville medføre:

- at miljømålene ikke nås for tilknyttede overflatevann,
- vesentlig forringelse av vannets tilstand,
- vesentlig skade på terrestriske systemer som er direkte avhengige av grunnvannsforekomsten.

Endringer i strømningsretningen som følge av nivåendringer kan forekomme midlertidig, eller kontinuerlig, i et romlig avgrenset område, men slike endringer medfører ikke at saltvann eller annet trenger inn. Det er heller ikke tegn på vedvarende og klart identifisert menneskeskapt påvirkning som kan medføre slike inntrengninger.

10.3.2 Hvordan klassifisere kvantitativ tilstand?

God kvantitativ tilstand betinger at grunnvannsuttak ikke fører til synkende grunnvannsnivå over flere sesonger/år og at årlig uttaksmengder ikke overstiger den naturlige grunnvannsdannelsen minus nødvendig grunnvannsbidrag til å opprettholde en miljøbasert vannføring i tilknyttede elver (evt. økologisk bærekraftig vannstand i tilknyttede innsjøer).

Påvirkning av grunnvannsuttak på tilgjengelig grunnvannsressurser, samt endringer i grunnvannets strømningsretning kan undersøkes ved målinger av grunnvannstand og andre tilgjengelige hydrologiske undersøkelser.

God kvantitativ grunnvannstilstand krever at grunnvannsstanden ikke er utsatt for menneskeskapt endringer som ville medføre at miljømålene ikke nås eller tilstanden forringes vesentlig i tilknyttede overflatevannforekomster.

Effekter på miljømål og andre vesentlige effekter på elve- og innsjøøkosystemer kan undersøkes med analysene beskrevet i Vedlegg V. Analyseresultatene kan nyttes som grunnlag for vurdering av kvantitativ tilstand. Hvis det ikke finnes nok data eller analyseresultatene ikke er avgjørende pga. usikkerhet, brukes en skjønsmessig vurdering for å fullføre arbeidet.

11 Klassifisering av kjemisk tilstand

11.1 Innledning

I dette kapittelet kan du lese om regler og retningslinjer for hvordan miljøgifter klassifiseres i henhold til vannforskriften. Miljøgifter er kjemikalier og stoffer som har egenskaper som gjør at de kan medføre en helse- og miljørisiko. Disse egenskapene inkluderer at de er lite nedbrytbare, kan hoppe seg opp i organismer og er giftige. Disse stoffene kan være utbredt, og kan finnes langt fra punktkildene. Flere av stoffene fremkommer naturlig i lave konsentrasjoner i ferskvann og saltvann, mens andre er menneskeskapt. Transportveiene fra kildene til organismene er ikke alltid kjente og det kan være store forskjeller i mobiliteten til de ulike stoffene.

I vannforskriften inngår miljøgifter i klassifisering av både kjemisk tilstand og økologisk tilstand. Kjemisk tilstand bestemmes utfra konsentrasjoner av stoffer definert som prioriterte stoffer under vanddirektivet. Dette er stoffer som utgjør en vesentlig risiko for eller via akvatisk vannmiljø i Europa. Listen over prioriterte stoffer finnes i vannforskriftens vedlegg VIII.

I enkelte tilfeller er imidlertid listen over prioriterte stoffer ikke tilstrekkelig for å beskrive miljøtilstanden i vannforekomster, da utslipp eller forekomst av andre stoffer utover de prioriterte kan i mange tilfeller være utslags- givende for tilstanden. I henhold til vannforskriftens vedlegg V, tabell 1.1, skal forurensning fra andre stoffer enn de prioriterte, som er påvist tilført vannforekomsten i betydelige mengder inngå som kvalitetselement i klassifisering av økologisk tilstand. Disse stoffene omtales i denne veilederen som vannregionspesifikke stoffer.

Vannforskriften inneholder nå grenseverdier i vann for 45 prioriterte miljøgifter, i biota for 23 prioriterte miljøgifter og i sediment for 28 prioriterte miljøgifter. I tillegg har Miljødirektoratet fått utarbeidet en rekke grenseverdier i vann, biota og sediment for vannregionspesifikke stoffer.

Da det vil være mange faktorer som vil påvirke utformingen av et overvåkningsprogram samt at ulike problemstillinger krever at man tar ulike hensyn er det utfordrende å gi detaljert veiledning som er egnet i alle situasjoner. Dette kapittelet ønsker derfor å gi en generell veiledning for prinsippene som gjelder for overvåkning og klassifisering av kjemisk tilstand samt for vannregionspesifikke stoffer. Vi vil beskrive overvåkning i vann, sediment og biota. Vi vil også beskrive noen problemstillinger og utfordringer med klassifiseringssystemet med forslag til hvordan dette kan håndteres. I tillegg viser vi til en eksempelsamling som utarbeides for å vise praktiske utfordringer og hvordan disse kan løses.

11.2 EQS: et verktøy for å vurdere tilstand

For å klassifisere tilstand med hensyn på miljøgifter bruker man EQS (environmental quality standard/ miljøkvalitetsstandard), som er en grenseverdi mellom god og dårlig tilstand. Grenseverdien er bestemt utfra et risikohensyn for helse og miljø for eller via akvatiske økosystem.

Grenseverdiene er basert på konsentrasjoner av den aktuelle forbindelsen i det mediet som analyseres. Vi har grenseverdier for stoffer i vann og sediment i tillegg til biota for utvalgte stoffer.

Grenseverdiene i vann er oppgitt som to verdier; årlig gjennomsnitt (AA-EQS) og maksimal verdi (Mac-EQS). AA-EQS er ment å gi beskyttelse for kronisk eksponering mens Mac-EQS er ment å gi beskyttelse for akutt eksponering.

11.3 Klassifisering av tilstand

I utgangspunktet gjelder vannforskriften alle vannforekomster (se ref for vannforekomst).

Klassifisering av tilstand bygger på tilstand til representative parametere og stasjoner.

For å oppnå god tilstand for prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer må nivåene av stoffer ligge under miljøkvalitetsstandard (EQS). Stoffene definert som prioriterte stoffer inngår i klassifisering av kjemisk tilstand. Om et av de prioriterte stoffene overskrider EQS vil dette føre til en nedklassifisering av kjemisk tilstand for den aktuelle vannforekomsten. De vannregionspesifikke stoffene inngår som et økologisk støtteelement, og er overskridelse av dette vil føre til dårlig tilstand for det aktuelle stoffet (støtteelementet) som videre inngår i klassifisering av økologisk tilstand, ihht retningslinjer for klassifisering av økologisk tilstand. Valg av forekomster for overvåkning, antall og plassering av stasjoner samt parametere må vurderes på bakgrunn av belastning, fysisk-kjemiske egenskaper for stoffene som undersøkes og egenskaper i vannforekomsten som skal undersøkes. Hvilken type overvåkning man skal gjennomføre (formål), hvilke stoffer man skal undersøke og hvilke belastning man ønsker å beskrive vil også ha betydning for hvilke matrix man undersøker. Se forøvrig eksempelsamling.

11.4 Krav til analyser

For klassifiseringen av miljøgifter ihht vannforskriften er det satt en rekke kvalitetskrav til analysene og til rapportering av data. Dette for å sikre at dataene tilstandsvurderingene baserer seg på er framskaffet på likest mulig måte. Klassifisering av tilstand for miljøgifter gjøres ved at man sammenligner målte verdier i miljøet med grenseverdier. Da er det viktig at analysene har en rimelig grad av sikkerhet når de brukes til tilstandsvurderinger. I henhold til vannforskriftens vedlegg VIII skal prøvetaking og analyser gjøres i tråd med standard EN ISO/IEC-17025. I tillegg er det viktig at analyseteknikken er tilstrekkelig sensitiv for stoffene som undersøkes. Kvantifikasjonsgrensen ved analysen skal være mindre eller lik 30% av miljøkvalitetsstandard til stoffet som analyseres. I tillegg skal usikkerheten til analysemetoden være mindre enn 50%.

For noen av forbindelsene blant de prioriterte og vannregionspesifikke stoffene vil det være vanskelig å oppnå sensitiviteten i analysene som er beskrevet over. I disse tilfellene bør man vurdere alternative metoder eller matrikser for analyser, eller benytte seg av beste tilgjengelige teknikk som ikke innebærer uforholdsmessige høye kostnader.

Ved beregning av gjennomsnitt skal halve kvantifikasjonsgrensen benyttes som konsentrasjonsverdi dersom en eller flere av måleverdiene er under kvantifikasjonsgrensen. Dette gjelder ikke for grupper av stoffer, inkludert aktuelle nedbrytnings- og reaksjonsprodukter, hvor konsentrasjonsverdien oppgis som sum av flere stoffer. Her skal konsentrasjonsverdier av det enkelte stoffet under kvantifikasjonsgrensen bli satt til null. Dersom beste tilgjengelige teknikk er brukt, forutsatt at dette ikke medfører uforholdsmessig høye kostnader, skal måleresultatene for dette stoffet ikke brukes for å evaluere kjemisk tilstand i vannforekomsten.

Ved rapportering til vannmiljø av enkeltstoffer som er målt under kvantifikasjonsgrensen skal man rapportere verdien som under kvantifikasjonsgrensen (>kvantifikasjonsgrense). Denne verdien vil da bli unntatt klassifisering, men det framgår at det er analysert på stoffet.

11.5 Valg av matriks

Vannforskriften er liste over prioriterte stoffer er i utgangspunktet utledet for vann men alternative matrikser kan anvendes dersom grenseverdiene som brukes gir tilsvarende beskyttelse som de i vann. For biota er grenseverdiene

i utgangspunktet utledet for fisk, med mindre annet er påpekt. Andre arter kan benyttes så frem til at dette gir like beskyttelse. Anbefalinger for hvilke arter og vev som bør benyttes er beskrevet i eget avsnitt under.

Tabell 11.1 Oversikt over de vannregionspesifikke og prioriterte stoffene (uthevet kursiv skrift) i vannforskriften og anbefalt matriser for analyse: P: foretrukket matriser; O: valgfri matriser; N: ikke anbefalt matriser; n.a.: ikke oppgitt, dette gjelder i hovedsak metaller som kan forekomme i mange ulike komplekser. For BCF > 100 anbefales overvåking i biota (skille mellom O og P er glidende), for log Kow > 5 overvåking i sediment, log Kow < 3 vann og log Kow 3-5, valgfri matriser, sediment eller partikler i vannfasen). Anbefalinger er gitt fra EUs Guidance document 25 (2010)¹. For stoffer som ikke er gitt i Guidance document 25, har Kow og BCF verdier fra M-241 (Arp mfl. 2014) blitt benyttet (fisk) og eventuelt <https://circabc.europa.eu>. PAH-forbindelser skal ikke overvåkes i fisk da stoffene metaboliseres.

Stoff	BCF ¹	log Kow	Vann	Sediment	Biota
Bisfenol A	67	3,4	O	O	N
TBBPA (Tetrabrombisfenol A)	1234	5,9	N	P	O
Dekametyl syklopentasiloksan (D5)	7060	8,0	N	P	O
Klorparafiner (mellomkjedede)	1087	7	N	P	O
PFOA	4	4,3	O	O	N
Triklosan	8700	4,8	O	O	O
TCEP	5,1	1,8	P	N	N
Dodecylfenol med isomere	823	7,1	N	P	O
Diflubenzuron	320	3,9	O	O	O
Teflubenzuron	640	5,4	N	P	O
Trifenyltinn	1100	3,4	O	O	O
PCB7	24950	6	N	P	P
Kobber	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sink	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Polyaromatiske hydrokarboner	9-2200	5,8-6,7	N	P	P
Acenaftalen					
Acenaften					
Fluoren					
Fenantren					
Pyren					
Benzo(a)antracen					
Krysen					
Dibenso(h)antracen					
Arsen	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Krom	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kobber	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Alaklor	50	3,0	P	O	N
Antracen	162-1440	4,5	O	O	O
Atrazin	7,7-12	2,5	P	N	N

¹ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
Benzen	13	2,1	P	N	N
Bromerte difenyletere	14350-1363000	6,6	N	P	P
Kadmium og kadmium-forbindelser	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kortkjedete klorparafiner (C10-13)	1173-40900	4,4-8,7	N	P	P
Klorfenvinfos	27-460	3,8	O	O	O
Klorfenvinfos (etyl, metyl)	1374	4,9	O	O	O
1,2-Dikloretan	2-<10	1,5	P	N	N
Diklorometan	6,4-40	1,3	P	N	N
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	737-2700	7,5	N	P	O
Diuron	2	2,7	P	N	N
Endosulfan	10-11583	3,8	O	O	O
Fluoranten	1700-10000	5,2	N	P	P
Heksaklorbenzen	2040-230000	5,7	N	P	P
Heksaklorbutadien	1,4-29000	4,9	O	O	P
Heksaklorsykloheksan	220-1300	3,7-4,1	O	O	P
Isoproturon	2,6-3,6	2,5	P	N	N
Bly og blyforbindelser	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kvikksølv og kvikksølvforbindelser	n.a.	n.a.	N	O	P
Naftalen	2,3-1158	3,3	O	O	O
Nikkel og nikkel-forbindelser		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nonylfenoler	1280-3000	5,5	P	P	O
Oktylfenol	471-6000	5,3	P	P	O
Pentaklorbenzen	1100-260000	5,2	N	P	O
Pentaklorfenol	34-3820	5,0	O	O	O
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	9-2200	5,8-6,7	N	P	P
Benzo(a)pyren					
Benzo(b)fluoranten					
Benzo(k)fluoranten					
Benzo(g,h,i)perylene					
Indeno(1,2,3-cd)pyren					
Simazin	1	2,2	P	N	N
Tributyltinn forbindelser	500-52000	3,1-4,1	O	O	P
Triklorobenzener	120-3200	4,0-4,5	O	O	O
Triklormetan (Kloroform)	1,4-13	2,0	P	N	N
Trifluralin	2360-5674	5,3	N	P	O

Dicofol	8050-13500	4,3	0	0	0
PFOS	2790	3,4	0	0	0

Stoff	BCF	log Kow	Vann	Sediment	Biota
Quinoxifyfen	7450	4,7	O	O	O
Aklonifen	2896	4,4	O	O	O
Bifenox	2400	3,6	O	O	O
Cybutryne	250	4,0	O	O	O
Cypermethrin	< 2000	6,6	N	P	O
Diklorvos	1,2	1,9	P	N	N
Heksabromsyklododekan (HBCDD)	840	7,5	N	P	P
Tertbutryn	181	3,7	O	O	O
Dioksin og dioksinlignende derivater	41540	6,8	N	P	P
DDT (inkl. DDE, DDD)		6,0-6,9	N	P	P
Cyclodienpesticider	Ikke oppgitt				
Aldrin		6,0	N	P	P
Endrin		5,6	N	P	P
Isodrin		6,7	N	P	P
Dieldrin		6,2	N	P	P
Tetrakloretylen	Ikke oppgitt	3,4	O	O	N
Tetraklormetan	Ikke oppgitt	2,8	P	N	N
Triklloretylen	Ikke oppgitt	2,4	P	N	N

11.6 Klassifisering av vannprøver

Klassifisering av vannforekomster på bakgrunn av vannprøver skal skje ved bruk av ufiltrerte vannprøver fra representative målepunkter i vannforekomsten. Unntaket er for metaller, der filtrerte prøver kan benytte. Se for øvrig krav til analyser.

Med representative målepunkter menes målepunkter som er best egnet til å beskrive den overordnede tilstand i vannforekomsten som helhet. Det vil si at man eksempelvis bør unngå å legge målepunkter i umiddelbar nærhet til punktutslippspunkt. Imidlertid kan det ved enkelte typer overvåkning, eksempelvis tiltaksorientert overvåkning,

problemkartlegging eller utslippskontroll, være aktuelt å også innhente data også innenfor et primærfortynningsområde for å beskrive påvirkningen og ha kontroll på utslipp. Disse dataene er imidlertid ikke nødvendigvis egnet til å beskrive tilstanden i forekomsten som helhet.

Frekvensen på overvåkingen, antall prøver og antall stasjoner innenfor en vannforekomst vil alltid avhenge av en rekke faktorer. Vannforekomstens størrelse, strøm og tidevannsvariasjoner, sesongmessige variasjoner, stratifisering og lignende faktorer vil ha betydning for utforming av overvåkningsprogram. I tillegg vil overvåkingen formål (basisovervåking, problemkartlegging eller tiltaksorientert overvåking) og påvirkningstype og grad på vannforekomsten være avgjørende for utforming av overvåkningsprogram.

11.7 Sediment

Grenseverdiene og klassegrensene for sedimenter er i hovedsak laget for marine sedimenter. For noen stoffer er det også laget grenseverdier og klassegrenser for sedimenter i ferskvann.

I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismsamfunnet i vannsøylen og sedimentene. Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer.

Denne veilederen tar for seg klassifisering av tilstand ihht vannforskriften ved bruk av miljøkvalitetsstandarder (EQS-system). Det er derfor besluttet å ta ut tabellverket som klassifiserer tilstand etter fem-delt klassesystem. Disse tabellene finner man i veileder M-608. Grenseverdiene for de to systemene (EQS og 5-delt) er harmoniserte som forklart i figuren under.

I Bakgrunn	II Gog	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNECakutt	Øvre grense: PNEC ^{akutt} * AF ¹⁾	

Klassifiseringssystem for vann og sediment. ¹⁾ AF: sikkerhetsfaktor

Kriteriene for øvre grense for klasse II og III i klassifiseringssystemet er i samsvar med Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtids-eksponering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering. Øvre grense for klasse I representerer bakgrunnsverdier, og naturtilstanden der slike data foreligger. For de fleste av de menneskeskaptene miljøgiftene og der miljøgiften ikke har en naturlig kilde er øvre grense for klasse I satt til null. Øvre grense for klasse IV er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktorer, og er grensen for mer omfattende akutte toksiske effekter. Alle klassegrensene utenom øvre grense for klasse I er beregnet ut fra risiko/effekt.

Klassifiseringssystemet for sedimenter er beregnet til bruk for finkornet sediment, bestående av leire og/eller silt. Ettersom miljøgifter i hovedsak er knyttet til små partikler og organisk materiale vil ikke sedimenter med innslag av grus eller grov sand være egnet for vurdering gjennom dette systemet. Grenseverdiene er også tilpasset norske forhold. Det er blant annet lagt til grunn et innhold av organisk karbon i sedimentet på 1 %, som er lavere enn hva som benyttes innenfor EU. Dette skyldes at innholdet av organisk karbon er lavere i Norge enn i mange EU-land.

Grenseverdiene og klassegrensene (med unntak av klasse I) er fastsatt på bakgrunn av tilgjengelig informasjon om miljøgiftene fra økotoksikologiske laborietester. For å sikre tilstrekkelig beskyttelse der hvor det ikke finnes nok data benyttes sikkerhetsfaktorer (AF). Gjennom å legge på sikkerhetsfaktorer tar man høyde for eventuelle organismer som er mer følsomme enn dem man har brukt i laborietester. Sikkerhetsfaktoren blir lavere jo flere forskjellige typer organismer man har testet stoffet på.

Det ligger også en usikkerhet i klassegrensene for øvre grense for klasse I. Det skyldes blant annet mangel på analysedata fra upåvirkede områder (referansedata), for høye deteksjonsgrenser ved kjemisk analyse og at naturlig innhold av stoffer (slik som tungmetaller) varierer fra område til område.

Grenseverdier for miljøkvalitet i biota må ikke forveksles med grenseverdier for mattrygghet og omsetning av sjømat. For grenseverdier av miljøgifter i mat, se www.mattilsynet.no.

For en mer detaljert beskrivelse av utarbeidelsen av grenseverdiene og klassegrensene se TA-3001/2012 og M-241 | 2014.

11.7.1 Vurdering av kjemisk tilstand – basert på prøver i sediment

Dersom grenseverdier for kjemisk tilstand i sedimentet overskrides, bør det gjennomføres en risikovurdering av sedimentet for å vurdere om sedimentet utgjør en risiko for menneske og miljø og spredning til omgivelsene, før tiltak vurderes. Prøvetaking og risikovurdering skal gjennomføres som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment benyttes (TA-2802/2011).

11.7.2 Prøvetaking i sediment

Prøvens representativitet må vurderes (bl.a. må det innhentes informasjon på kornfordeling, innhold av organisk stoff og prøvens utseende). Antall prøvestasjoner og hvor dypt i sedimentet det skal prøvetas må vurderes ut fra hensikten med undersøkelsen. For risikovurdering av forurenset sediment skal undersøkelsene gjennomføres som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011). Se også vedlegg VII i Veileder for håndtering av sedimenter (M-350|2015) for mer informasjon om prøvetaking ved undersøkelser og overvåking.

Tabellene i kap 11.9 viser grenseverdier i vann, biota og sediment, og klassegrenser for vann og sedimenter for alle miljøgifter det finnes verdier og klasser for i Norge.

Bruk av sediment er omtalt i tabell 5.1 i Vannforskriften-veileder 02 (2010) og EQSD (2013/39/EU). Selv om bruk av sediment skal ikke omfattes av denne rapporten kan det allikevel knyttes en kommentar til eventuell bruk av dette medium.

For sediment det er det ønskelig at overflatelaget på minimum 0-1 cm prøvetas, men av praktiske grunner er det oftest laget fra 0-2 cm som innsamles. Prøver av overflatesediment bør tas fra stedet hvor partikler fra vannsøylen akkumulere på bunnen mer eller mindre uforstyrret. For å skille prøver fra et sted fra hverandre må det gå tilstrekkelig tid mellom prøvetaking. Sedimenteringshastigheten kan variere mye, men er ofte mellom 1 og 2 mm/år. Dette betyr at med prøvetaking av 0-2 cm må det gå 10 til 20 år før man kan ta to uavhengige prøver fra samme sted. Dermed kan sediment være egnet til vurdering av tilstand i en vannforekomst men er mindre egnet for å overvåke tidstrend. Dette underbygger bruk av andre medium, som for eksempel biota.

11.8 Biota

Overvåking og klassifisering av miljøtilstand basert på prøver tatt i organismer kan i flere tilfeller være fordelaktig sammenlignet med vann- eller sedimentprøver. For stoffer som akkumulerer i næringsnett vil man kunne beskrive belastningen over tid og resultatene vil være mindre påvirket av variasjon i konsentrasjon i vannsøylen. I tillegg har flere av stoffene meget lave grenseverdier i vann slik at det kan være en utfordring å oppnå tilstrekkelig sensitivitet i analysene. Da kan overvåking i biota være en godt alternativ. Det er imidlertid ulike faktorer man må vurdere for å

avgjøre om overvåking i biota er egnet til å innhente data for å klassifisere tilstanden i en vannforekomst. Den viktigste er om stoffene man ønsker å undersøke har fysisk-kjemiske egenskaper som gjør at de er egnet til å anvende biota som overvåkningsmatriks. Tabell 1 viser hvilke matrikser som er best egnet til overvåking av en rekke stoffer, både prioriterte og vannregionspesifikke, basert på deres egenskaper.

EU har to hovedmålsetninger for å beskytte naturen mot eksponering av miljøgifter (fra EU draft TGD for EQS-biota 2014 kap. 1.4):

- Beskyttelse mot akkumulering av miljøgifter i næringskjede, spesielt toppredatorer som fugler og pattedyr, og beskyttelse mot sekundære forgiftning gjennom konsum av byttedyr.
- Beskyttelse av humanhelse mot skadelige effekter som resultat av konsum av akvatiske organismer eller sjømat (fisk, skalldyr, pattedyr, osv.) forurenset av miljøgifter.

11.8.1 Valg av organisme

Bruk av organismer har lang tradisjon i overvåkings øyemed, og spesielt i marine områder. I hovedsak skyldes det at miljøgifter ofte akkumulerer i organismer og dermed integrerer eksponering av miljøgifter over tid, og resultatene vil da være mindre påvirket av eventuelle hyppige endringer av konsentrasjoner i vannsøylen.

Hvilke arter som skal velges ut beror på et kompromiss av følgende kriterier (OSPAR 2012):

- 1 Før overvåking iverksettes er det viktig å være bevisst på
 - a. mål-populasjon? for den arten som kan være aktuell med hensyn til størrelse, hvor og når innsamling skal foregå,
 - b. prøveinnsamling må være representative for mål-populasjonen,
 - c. om enkelte eller blandprøver skal undersøkes, og, i tilfelle blandprøver, hvor mange individer, og
 - d. hvilke vev som skal undersøkes med hensyn til de ulike stoffene som skal analyseres.

- 2 Når en art skal velges ut er det viktig at arten:
 - a. avspeiler endringer i konsentrasjoner av miljøgifter i omgivelsen,
 - b. har lik evne til å akkumulere miljøgifter i hele undersøkelsesområdet,
 - c. blir ikke alvorlig påvirket av miljøgiftkonsentrasjoner de er eksponert for,
 - d. er representative over hele undersøkelsesområdet,
 - e. har rikelig forekomst over hele undersøkelsesområdet, og
 - f. er av rimelig størrelse og har tilstrekkelig vevsmateriale slik at alle analyser kan gjennomføres.

For **ferskvann** er det fortrinnsvis ørret (*Salmo trutta*) og abbor (*Perca fluviatilis*), eventuelle røye (*Salvelinus alpinus*) i nordområdene som tilfredstille disse kriteriene best. Ørret og abbor bør i utgangspunktet være foretrukne arter ut fra behovet om mest mulig landsdekkende utbredelse. Røye kan overta for ørret i nordområdene/Arktis eller alpine sjøer hvor ørret mangler. Anvendelse av ørret og abbor som overvåkningsorganisme i norske innsjøer vil være gunstig ut fra behovet for et fåtalls standardiserte arter med vid utbredelse. Det vil imidlertid kunne være utfordringer med tanke på trofisk nivå. Ørret under en viss størrelse (< 1 kg) er som regel sekundærkonsumenter, men i storørretbestander som er spesialiserte fiskespisere vil de kunne stå på et høyere trofisk nivå. Abbor gjennomgår ofte et ontogenetisk diettskifte hvor de får et ikke ubetydelig innslag av fisk i dietten eller blir spesialiserte fiskespisere. Størrelsen hvor dette skjer kan variere innsjøer imellom.

For **sjøvann** er torsk (*Gadus morhua*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) best egnet. Det er også de artene som oftest brukes i overvåking og dermed foreligger det mye data allerede for disse artene. O-skjell (*Modiolus modiolus*) kan også være aktuelle for undersøkelse på dypere vann hvor blåskjell ikke forekommer, men det er mye mindre bakgrunns data av o-skjell i forhold til blåskjell. Undersøkelse av fisk kan lettere relateres til risiko for human helse enn undersøkelse av blåskjell. Blåskjell og o-skjell er stedbundne og kan være bedre egnet til å undersøke påvirkning fra en punktkilde enn fisk som forekommer på dypere vann og kan vandre over et større område.

11.8.2 Valg av vev

Fisk som overvåkningsorganisme vil være forholdsvis uproblematisk for stoffer som akkumuleres i vise vevstyper (f.eks. skjelettmuskulatur for ferskvannsfisk eller lever av torsk) og i mindre grad metaboliseres. Eksempler på dette er lipofile persistente haolgenerte forbindelser som klassiske/*legacy* POPs (PCB, PBDE, HBCD mm) og metyl-Hg (binder seg kovalent til sulfhydrylgrupper i proteiner). Valget av analysematriser blir mer komplisert for forbindelser som metaboliseres (eks. PAH) eller er knyttet til spesifikke organer eller vevstyper slik som perfluorerte forbindelser (PFOS og PFOA er særlig assosiert til proteiner i blod og lever) eller visse tungmetaller (f.eks. Cd og Pb i nyre av ferskvannsfisk). Bruk av skjelettmuskulatur som analysematriser vil for slike forbindelser kunne føre til en underestimert av helkroppskonsentrasjonene og problemer med kvantifikasjonsgrenser.

For **ferskvannsfisk** er muskel foretrukket medium med unntak av PFOS og visse tungmetaller (Pb, Cd og Cu) hvor lever (eller nyre, eventuelt lever, for metaller) kan være mer egnet da konsentrasjonene er betydelige høyere enn i muskel.

For **torsk** er lever foretrukket medium med unntak av kvikksølv hvor muskel er anbefalt (OSPAR 2012), mens for **blåskjell** er hele bløtdelen foretrukket til analyse.

EUs EQS for fisk gjelder for hel organisme og det er foreløpig ikke tilstrekkelig viten å etablere en empirisk sammenheng mellom konsentrasjon i vev og konsentrasjon i hel fisk. Analyse på helfisk kan være upraktisk, særlig for store individer. Foruten torsk og blåskjell kan det også være aktuelt å bruke f.eks. **o-skjell** (*Modiolus modiolus*), **taskekrabbe** (*Cancer pagurus*), **skrubbe** (*Platichthys flesus*), **sandflyndre** (*Limanda limanda*) **blæretang** (*Fucus vesiculosus*), **grisetang** (*Ascophyllum nodosum*), eller **strandsnegl** (*Littorina littorea* – eventuelle andre sneglararter) for vurdere metal-nivå i en vannforekomst, men disse artene har noe lavere prioritet. Når det gjelder sjøvanns arter er fokus lagt på torsk og blåskjell i denne orienteringen.

Tabell 11.2 Oversikten gjelder prioriterte stoffer hvor det kan være aktuelt å bruke organismer eventuelt passive prøvetaker. Anbefalt vev er muskel/filet (M), lever (L), nyre (evt. lever) (N) eller hele bløtdel (H). Se tekst for begrunnelse for valg av art eller vev, innsamlingsmetode, analysemetode, innsamlings tidspunkt og frekvens, Kode «pp» indikerer gode muligheter å bruke passive prøvetakere og kan gjelder både for ferskvanns- og sjøvannsmiljø. Kode «(pp)» indikerer at pp-metode må tilpasses noe. Kommentar til pp: passive prøvetaking gjelder også for (stoff i parentes tilsvarer «(pp)»): (klorfenvinfos), (klorpyrifos), (syklodien-pestisider), (trifluralin), (quinoxifen), (cypermethrin).

Kvalitetselement (EQSD nr.)	Parameter	Ferskvann prioritet art		Sjøvann prioritet art					pp/(pp) prioritet	Kommentar
		1 ørret, abbor	2 røye	1 torsk	1 blåskjell	2 transplantert blåskjell	2 tang	2 strandsnegl		
EU Prioriterte stoffer med EQS for biota ¹										
5	Polybromerte difenyletere (PBDE) ²	M	M	L	H	H	-	-	pp	
15	Fluoranten (FLU)	-	-	L	H	H	-	-	(pp)	
16	Heksaklorbenzen (HCB)	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB**
17	Heksaklorbutadien (HCBd)	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
21	Kvikksølv (Hg) og Hg forbindelser	M	M	M	H	H	H	H		NB**
28	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ³ Benzo(a)pyren (BAP)	-	-	-	H		-	-	pp	NB**
34	Dicofol	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
35	Perfluoroktan sulfonat (PFOS)	L	L	L	H	H	-	-		
37	Dioksiner og dioksin-lignende stoffer ⁴	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	NB**
43	Heksabromsyklododekan (HBCDD)	M	M	L	H	H	-	-	pp	
44	Heptaklor og heptaklorepkosid	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
EU Prioriterte stoffer med forslag til nasjonale EQS ⁵										
2	Antracen (ANT)	-	-	-	H	H	-	-	pp	
7	C10-13 kloralkaner, kortkjedede klorerte parafiiner (SCCP)	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
9b	DDT Totalt ⁶	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB**

Kvalitetsselement (EQSD nr.)	Parameter	Ferskvann prioritet art		Sjøvann prioritet art					pp/(pp) prioritet	Komment ar
		1 ørret, abbor	2 røye	1 torsk	1 blåskjell	2 transplantert blåskjell	2 tang	2 strandsnegl		
12	Di(2-etylheksylftalat (DEHP))	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	NB*
14	Endosulfan	M	M	L	H	H	-	-	pp	
18	Heksaklorsykloheksan (HCH)	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB**
22	Naftalen (NAP)	-	-	-	H	H	-	-	pp	
24	Nonylfenol	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB*
25	Oktylfenol	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB*
26	Pentaklorbenzen	M	M	L	H	H	-	-	pp	
27	Pentaklorfenol	M	M	L	H	H	-	-		
30	Tributyltinn (TBT)	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB**
31	Triklorbenzen (TCB)	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
Andre nasjonale prioriterte stoffer med forslag til nasjonale EQS ⁷										
	Dekametyl syklopentan- siloksan (D5)	M	M	L	H	H	-	-		NB***
	Mellomkjededede klorparafiner (MCCP)	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	
	perfluoroktansyre (PFOA)	L	L	L	H	H	-	-		
	Triklorsan	M	M	L	H	H	-	-	pp	
	Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP)	M	M	L	H	H	-	-	pp	
	Diflubenzuron	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	NB*
	Teflubenzuron	M	M	L	H	H	-	-	(pp)	NB*
	Trifenyltin	M	M	L	H	H	-	-		
	Polykloretebifenyl; sum av kongener 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (PCB7)	M	M	L	H	H	-	-	pp	NB**
	Benzp(a)antracen (BAA)	M	M	-	H	H	-	-	pp	
Andre nasjonale prioriterte stoffer uten forslag til nasjonal EQS										
6	kadmium	N	N	L	H	H	H	H		NB**
20	bly	N	N	L	H	H	H	H		NB**
	arsen	N	N	L	H	H	H	H		NB**
	bisfenol A	M	M	L	H	H	-	-		NB*
	1,2-dikloreten (EDC)	M	M	L	H	H	-	-		
	dodecylfenol med isomerer	M	M	L	H	H	-	-		
	klorerte alkylbenzener (KAB)	M	M	L	H	H	-	-		
	krom	N	N	L	H	H	-	-		
	muskxylen	M	M	L	H	H	-	-	pp	
	oktametylsyklotetra- siloksan (D4)									NB***
	pentaklorfenol	M	M	L	H	H	-	-		
	tensider	M	M	L	H	H	-	-		

Kvalitetsselement (EQSD nr.)	Parameter	Ferskvann prioritet art		Sjøvann prioritet art					pp/(pp) prioritet	Komment ar
		1 ørret, abbor	2 røye	1 torsk	1 blåskjell	2 transplantert blåskjell	2 tang	2 strandsnegl		
29a	tetrakloreten (PER)	M	M	L	H	H	-	-		
29b	trikloreten (TRI)	M	M	L	H	H	-	-		
	tri-tert-butylfenol (TTB- fenol)	M	M	L	H	H	-	-		

¹ Etter EQSD 2013/39/EU Annex II, og omfatter også noen «ikke prioriterte» stoffer. Gjelder stoffer med EQS for biota.

² Gjelder PBDE forbindelsene: nr. 28 (tri-), nr. 47 (tetra), nr. 99 og nr. 100 (penta-), og nr. 153 (heksa) [NB. Anneks I i EQSD nevner hepta-forbindelser også men ikke i Anneks II]

³ For denne gruppen av prioriterte PAHer (nr.28), EQS for biota gjelder for konsentrasjon av benzo(a)pyren (BAP). BAP kan betraktes som en indikator for andre PAHer.

⁴ EQS gjelder for polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og –furaner (PCDF), og dioksin-lignende polyklorerte bifenyler (dl-PCB) basert på toksiske ekvivalenter i henhold til *World Health Organization (WHO) 2005 Toxic Equivalence Factors*.

⁵ Gjelder nasjonale bestemte EQS for biota for EU prioriterte stoffer, etter EQSD 39/2013/EU Annex II, og omfatter også noen «ikke prioriterte» stoffer. (Arp *et al.* 2014)

⁶ DDT totalt omfatter sum av isomerene: 1,1,1-tricloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etan (CAS nr. 50-29-3; EU nr. 200-024-3); 1,1,1-triklor-2-(o-klorofenyl)-2-(p-klorofenyl) etan (CAS nr. 789-02-6; EU nr. 212-332-5); 1,1-diklor-2,2 bis (p-klorofenyl) etylen (CAS nr. 72-55-9; EU nr. 200-784-6); og 1,1-diklor-2,2 bis (p-klorofenyl) etan (CAS nr. 72-54-8; EU nr. 200-783-0). Merk at DDT er en «ikke prioriterte» stoff (se 2013/39/EU Annex I og II).

⁷ Gjelder nasjonale bestemte EQS for biota for Miljødirektorats prioritetsliste og som omfatter vannregionsspesifikke stoffer (Arp *et al.* 2014).

NB*) Begrenset biomagnifisering i fisk. Fisk er trolig mindre egnet som overvåkningsorganisme

NB**) Omfattes av Miljødirektoratets klassifisering av miljøkvalitet (Molvær *et al.* 1997)

NB***) Meget vanskelig å skaffe prøver som ikke blir ytterligere kontaminert gjennom prøvetaking

11.8.3 Metodikk for prøvetaking

Metodikk for prøvetaking er beskrevet for ferskvannsfisk (MPB 2013a), torsk (MPB 2013b) og blåskjell (MPB 2013c). I tillegg er OSPAR-retningslinjer for torsk og blåskjell benyttet (OSPAR 2012). Det anbefales at ferskvannsfisk under 1 kg innsamles for å være mer trygg på at fisken har en diet som ikke omfatter andre fisk (se over). Dette gjør tolkning av resultatene enklere.

For torsk anbefaler OSPAR (2012) at minst 12 individer i et uspesifisert «snevert» lengde intervall tas ut til analyse. For blåskjell anbefaler OSPAR (2012) tre blandprøver av 20 individer av uspesifisert «snevert» lengde-intervall. Lengde- intervall skal sikre at kriteriene nevnt over er opprettholdte og samme intervall kan innsamles hvert år.

11.8.4 Prøvefrekvens og tidspunkt

Prøveinnsamling skal være én gang per år såfremt faglig kunnskap eller ekspertvurdering ikke tilsier at det er forsvarlig med lengre intervaller (EQSD artikkel 4 avsnitt 4). Innsamling skal skje utenfor gytesesong (EU draft TGD for EQS-biota 2014), det vil si innsamling høst-tidlig vinter når organisme er fysiologisk sett mest stabil.

11.8.5 Metodikk for kjemiske analyser

Krav til analysene av torsk og blåskjell er beskrevet i OSPAR retningslinjer. (2012). Det er ikke utarbeidet standard analysemetodikk for de fleste stoffene. For henvisning til analysemetodene som benyttes i ferskvann undersøkelser eller OSPARs CEMP-overvåking, kan NIVAs laboratorium kontaktes.

11.8.6 Utsetting av arter

For en gitt vannforekomst foreligger det ofte et begrenset antall egnede organismer som er tilgjengelige for overvåking av miljøgifter som det er utviklet EQS-verdier for., Et annet problem er at de organismene som opptrer i vannforekomsten (eksempelvis fisk) kan ha bevegelsesmønstre som går utenfor vannforekomsten og som gjør at de er mindre egnet til karakterisere vannforekomstens miljøtilstand. I slike tilfeller kan det i utgangspunktet være fristende å sette ut organismer i bur for deretter å måle miljøgiftkonsentrasjonene for klassifisering. Utsetting av en organisme (eksempelvis blåskjell)

i områder der denne ikke finnes kan imidlertid være problematisk. Det er en årsak til at de ikke har klart å etablere seg.. Det kan ha med predasjon å gjøre eller det kan skyldes fysisk/kjemiske forhold. Er det predasjon som er bakgrunnen for at det ikke er skjell i et område så er det noe mindre problematisk. Da må en passe på at skjellene ikke blir spist og at de i tilstrekkelig grad blir eksponert for de vannmassene som er relevante i vannforekomsten.

Er det fysisk/kjemiske forklaringer blir saken mer problematisk fordi en da ikke vet om de overlever og en kan stille spørsmål ved hvordan de rent fysiologisk ordner seg og en kan av den grunn også stille spørsmål om gyldigheten av de målte konsentrasjonene i organismen. Hvis en likevel vil bruke blåskjell så bør det gis føringer for hvo de skal tas fra, hvor de skal plasseres i vannsøyla og hvor lenge de skal stå ute (eksponeringstid). Det er naturlig å ta skjellene fra et sted som ut fra tidligere undersøkelser har vist at at skjellene fra lokaliteten ligger i klasse I for de aktuelle miljøgiftene. Det kan likevel være lurt å få analysert en prøve av organismen/skjellene når de settes ut. Det vil blant annet kunne bidra til å avkrefte eventuelle påstander i ettertid om at funn av høye nivåer kan skyldes andre forhold enn de på utsettingslokaliteten. Det må for øvrig tas ut skjell som ikke eksponeres, og som sendes inn til analyse sammen med de eksponerte skjellene.

. Bestemmelse av eksponeringstid er utfordrende og vil bli være avhengig av stoffenes egenskaper. Det er gjort forsøk med opptak av dioksiner i blåskjell (Hektoen et al. 1994) som viser at skjellene hadde ett nærmest lineært opptak i minst 90 dager og de brukte minst like lang tid på å eliminere opptatt dioksin ved overføring til rent vann. Dette er muligens et litt ekstremt tilfelle og andre forbindelser (trolig metaller) går antagelig fortere "inn" og "ut". Et annet forhold er at fysiologien til organismen (skjellene) vil kunne endre seg over tid når de er satt ut i et område der de av fysisk/kjemiske grunner ikke finnes naturlig. Kanskje de overtid kommer i negativ energibalanse slik at naturlige elimineringsprosesser endres/svekkes. Dette betyr at en kan stille spørsmål om gyldigheten av klassegrensene/ som fastsettes når en bruker en transplantert organisme.

Dersom en ikke har andre alternativer enn skjell for måling av miljøgifter, bør de eksponeringstiden være rundt 90 dager. Antagelig er dette lang nok tid for mange forbindelser, men altså trolig ikke for dioksiner.

Dersom en ønsker å sette ut fisk i bur støter en på et annet problem. Til forskjell fra skjell som ernærer seg gjennom filtrering av vann og forventes å få et tilnærmet normalt næringsopptak i riktig utformede bur, så vil fisk som har opptak av miljøgifter både over gjellene, men for hydrofobe forbindelser i langt større grad via det de spiser. Utsetting av fisk i bur vil i de fleste tilfeller gi et begrenset eller i alle fall endret næringsopptak. Slik at en også ved utsetting av fisk kan stille spørsmål til om etablerte EQS-verdier er anvendelige for karakterisering av miljøtilstand fra utplassering av organismer.

Det er også et spørsmålet om hvor fisken skal tas fra og hvor lenge de skal stå ute i resipienten.

Se EU draft TGD for EQS-biota (2014) kap 5 for mer informasjon om fordeler og ulemper med utsetting av organismer.

11.8.7 Bruk av passive prøvetakere

For noen stoffer kan fordelings-basert passive prøvetaking være en egnet metode for å estimere oppløst fraksjon av konsentrasjoner i vannsøylen. Selv om EQSvann gjelder i hovedsak for hele vannfasen for de organiske miljøgiftene (inkludert partikulær fraksjon) er det grunn til å tro at de økotoxikologiske data som EQSvann bygger på er ikke avledet fra hele vannfasen men fra løst fraksjon, og dermed kan bruk av passive prøvetaking være relevant.

Det er mulig å beregne en miljøgift-konsentrasjon i en lipid-fase forutsatt at denne er i termodynamisk likevekt med vann som den passive prøvetakeren er eksponert i. Dersom EQSbiota er lipid-basert eller den aktuelle organisme har en standard lipidkonsentrasjon, så kan lipid-baserte resultater fra passive prøvetakere sammenlignes med EQSbiota, eventuelt omregnet til andre trofiske nivåer.

For de stoffene hvor polymer (dvs. passivt prøvetakingsmateriale)-lipid og polymer-vann fordelingskoeffisientene (hhv K_{pl} og K_{pw}) er kjente, kan man beregne miljøgift-konsentrasjoner på modell-lipid basis (ng miljøgift /g lipid). Dette estimatet kan sammenlignes med EQSbiota, dersom EQSbiota kan omregnes til lipid basis. Alternativt kan resultatene konverteres til en standard organisme-lipid basis og deretter til våtvekt basis. Estimatet kan eventuelt også justeres for trofisk nivå vha. trofiske magnifiseringsfaktor (TMF), eller biomagnifikasjonsfaktor (BMF).

I noen tilfeller vet vi ikke K_{pw} nøyaktig. For eksempel vil dioksiner ha veldig høye K_{pw} , og dermed er de vanskelige å måle. Ved bruk av silikon-baserte passive prøvetakere er det ofte tilfellet at termodynamisk likevekt for dioksin ikke er oppnådd. Usikkerhet omkring konsentrasjonsestimatet er for det meste avhengig av estimert opptaksrate (R_s) og ikke K_{pw} (fordelingskoeffisienten til stoffet mellom prøvetakingsmaterialet og vannfasen) R_s er forholdsvis stabil og lite avhengig av varierende K_{pw} . Så selv om K_{pw} er ukjent eller meget usikkert, så vil feilkilden som skyldes R_s være liten. Slik er det ikke for eksempelvis diflubenzuron med $\log K_{pw}$ omkring 4-5. K_{pw} er her lett å måle og absolutt nødvendig ettersom termodynamisk likevekt er oppnådd rask.

11.9 Grenseverdier for klassifisering av prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer under vannforskriften

11.9.1 Miljøkvalitetsstandarder For prioriterte stoffer og prioritert farlige stoffer i ferskvann og kystvann.

Miljøkvalitetsstandarder i vann er angitt i µg/l						
Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Årlig gjennomsnitt ² for ferskvann ³	Årlig gjennomsnitt ² for kystvann	Maksimal verdi ⁴ for ferskvann ³	Maksimal verdi ⁴ for kystvann ³
1	Alaklor	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7
2	Antracen ^A	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1
3	Atrazin	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0
4	Benzen	71-43-2	10	8	50	50
5	Bromerte difenyletere ^{A5}	32534-81-9			0,14	0,014
6	Kadmium og kadmiumforbindelser ^{A6} (avhengig av vannets hardhet)	7440-43-9	≤ 0,08 (klasse 1) 0,08 (klasse2) 0,09 (klasse3) 0,15 (klasse4) 0,25 (klasse5)	0,2	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse3) 0,9 (klasse4) 1,5 (klasse5)	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse3) 0,9 (klasse4) 1,5 (klasse5)
7	Kortkjedete klorparafiner (C10-13) ^{A7}	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4
8	Klorfenvinfos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3
9	Klorpyrifos	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1
10	1,2-Dikloreten	107-06-2	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
11	Diklorometan	75-09-2	20	20	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
12	Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) ^A	117-81-7	1,3	1,3	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
13	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8
14	Endosulfan ^A	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004
15	Fluoranten	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12
16	Heksaklorbenzen ^A	118-74-1			0,05	0,05
17	Heksaklorbutadien ^A	87-68-3			0,6	0,6
18	Heksaklor- sykloheksan ^A	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02
19	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0
20	Bly og blyforbindelser	7439-92-1	1,2 ⁸	1,3	14	14
21	Kvikksølv og kvikksølvforbindelser ^A	7439-97-6			0,07	0,07
22	Naftalen	91-20-3	2	2	130	130
23	Nikkel og nikkelforbindelser	7440-02-0	4 ⁸	8,6	34	34
24	Nonylfenoler (4-nonylfenol) ^{A9}	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0
25	Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol ¹⁰	140-66-9	0,1	0,01	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
26	Pentaklorbenzen ^A	608-93-5	0,007	0,0007	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
27	Pentaklorfenol	87-86-5	0,4	0,4	1,0	1,0

Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Årlig gjennomsnitt ² for ferskvann ³	Årlig gjennomsnitt ² for kystvann	Maksimal verdi ⁴ for ferskvann ³	Maksimal verdi ⁴ for kystvann ³
28	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ^{A 11}	Ikke relevant	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Benzo(a)pyren	50-32-8	1,7x10 ⁻⁴	1,7x10 ⁻⁴	0,27	0,027
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2	Se fotnote 11	Se fotnote 11	0,017	0,017
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9	Se fotnote 11	Se fotnote 11	0,017	0,017
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	Se fotnote 11	Se fotnote 11	8,2x10 ⁻³	8,2x10 ⁻⁴
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	Se fotnote 11	Se fotnote 11	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
29	Simazin	122-34-9	1,0	1,0	4,0	4,0
30	Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) ^A	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015
31	Triklorbenzener	12002-48-1	0,4	0,4	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
32	Triklormetan (Kloroform)	67-66-3	2,5	2,5	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
33	Trifluralin ^A	1582-09-8	0,03	0,03	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
34 ¹²	Dicofol ^A	115-32-2	1,3 x 10 ⁻³	3,2 x 10 ⁻⁵	Ikke oppgitt ¹³	Ikke oppgitt ¹³
35 ¹²	Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS) ^A	1763-23-1	6,5 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁴	36	7,2
36 ¹²	Quinoxyfen ^A	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54
37 ¹²	Dioksin og dioksinlignende forbindelser ^A	Se fotnote 14			Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
38 ¹²	Aklonifen	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012
39 ¹²	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004
40 ¹²	Cybutryne	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016
41 ¹²	Cypermethrin ¹⁵	52315-07-8	8 x 10 ⁻⁵	8 x 10 ⁻⁶	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵
42 ¹²	Diklorvos	62-73-7	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵	7 x 10 ⁻⁴	7 x 10 ⁻⁵
43 ¹²	Heksabromsyklododekan (HBCDD) ^A	Se fotnote 16	0,0016	0,0008	0,5	0,05
44 ¹²	Heptaklor og heptaklorepoksid ^A	76-44-8/1024-57-3	2 x 10 ⁻⁷	1 x 10 ⁻⁸	3 x 10 ⁻⁴	3 x 10 ⁻⁵
45 ¹²	Terbutryn	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034

¹ CAS- Chemical Abstracts service.

² Den gjennomsnittlige årlige verdien. Hvis ikke annet er oppgitt svarer denne verdien til totalkonsentrasjonen av alle isomere.

³ Ferskvann innbefatter elver, innsjøer og sterkt modifiserte ferskvannsforkomster.

⁴ Den maksimalt tillatte verdien. Der hvor denne verdien ikke er oppgitt er den gjennomsnittlige årlige verdien ansett til også å beskytte mot kortvarige utslipp av forbindelsen.

⁵ I gruppen av bromerte flammehemmere kalt polybromerte difenyletere inngår kongener med numrene 28, 47, 99, 100, 153 og 154. Kun Tetra, Penta, Hexa og Heptabromdifenyletere er inkludert som prioritert farlige stoffer (henholdsvis CAS-nr 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0, 68928-80-3).

⁶ For kadmium og kadmiumforbindelser er miljøkvalitetsstandardene avhengig av vannets hardhet. Miljøkvalitetsstandardene er derfor delt inn i fem klasser (klasse 1: < 40 mg CaCO₃ /l, klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO₃ /l, klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO₃ /l, klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO₃ /l og klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃ /l).

⁷ Det er ikke gitt noen standard på hvilke av stoffene i denne gruppen det skal analyseres på. Det er derfor opp til laboratoriene å velge ut hvilke av klorparafinene som skal analyseres.

⁸ Miljøkvalitetsstandarder gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen av stoffet.

⁹ Nonylfenol (CAS 25154-52-3) inkludert isomerene 4-nonylfenol (CAS 104-40-5) og 4-nonylfenol (forgrenet) (CAS 84852-15-3).

¹⁰ Octylfenol (CAS 1806-26-4) inkludert isomer 4-(1,1',3,3'-tetrametylbutyl)-fenol (CAS 140-66-9).

¹¹ For Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) refererer miljøkvalitetsstandardene for årlig gjennomsnitt til konsentrasjonen av benzo(a)pyren. Benzo(a)pyren

kan betraktes som en markør for de andre PAHene, og det er kun benzo(a)pyren som må overvåkes for å sammenligne med årlig gjennomsnitt.

¹² Disse stoffene trer i kraft som prioriterte stoffer ved utgangen av 2018, og skal frem til den tid ikke telle med i evalueringen av kjemisk tilstand.

¹³ Utilstrekkelig datagrunnlag for å kunne sette maksimal verdi.

¹⁴ Dette omfatter følgende stoffer: 7 polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDDer): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9) 10 polyklorerte dibenzofuraner (PCDFs): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0) 12 dioksin-lignende polyklorerte bifenyler (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5'-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5'-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5'-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

¹⁵ CAS 52315-07-8 omfatter en blanding av isomerer av cypermethrin; alpha-cypermethrin (CAS 67375-30-8), beta-cypermethrin (CAS 65731-84-2), theta-cypermethrin (CAS 71697-59-1) og zeta-cypermethrin (52315-07-8).

¹⁶ Dette omfatter 1,3,5,7,9,11-Heksabromcyclododekan (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10- Heksabromcyclododekan (CAS 3194-55-6), alpha-Heksabromcyclododekan (CAS 134237-50-6), beta-Heksabromcyclododekan (CAS 134237-51-7) og gamma-Heksabromcyclododekan (CAS 134237-52-8).

^A Prioritert farlige stoffer

11.9.2 Miljøkvalitetsstandarder for prioriterte stoffer og prioritert farlige stoffer i organismer

Miljøkvalitetsstandarder i organismer er angitt i µg/kg våtvekt.

Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Miljøkvalitetsstandard i organismer ²
1	Antracen ^A	120-12-7	2400
2	Bromerte difenyletere ^A	32534-81-9	0,0085
3	Kortkjedete klorparafiner (C10-13) ^A	85535-84-8	6000
4	Di-(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) ^A	117-81-7	2900
5	Endosulfan ^A	115-29-7	370
6	Fluoranten	206-44-0	30
7	Heksaklorbenzen ^A	118-74-1	10
8	Heksaklorbutadien ^A	87-68-3	55
9	Heksaklor- sykloheksan ^A	608-73-1	61
10	Kvikksølv og kvikksølvforbindelser ^A	7439-97-6	20
11	Naftalen	91-20-3	2400
12	Nonylfenol (4-nonylfenol) ^A	84852-15-3	3000
13	Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	140-66-9	0,004
14	Pentaklorbenzen ^A	608-93-5	50
15	Pentaklorfenol	87-86-5	180
16	PAH ^A		
	Benzo(a)pyren	50-32-8	5
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2	Se fotnote 3.
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9	Se fotnote 3.
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	Se fotnote 3.
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	Se fotnote 3.
17	Tributyltinnforbindelser (tributyltinn kation) ^A	36643-28-4	150
18	Triklorobenzener	12002-48-1	490
19	Dicofol	115-32-2	33
20	Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS) ^A	1763-21-1	9,1
21	Dioksin og dioksinlignende forbindelser ^A	Se fotnote 5	Sum av PCDD+PCDF+PVB-DL 0,0065 µg/kg TEQ ⁴
22	Heksabromsyklododekan (HBCDD) ^A	Se fotnote 6	167

23	Heptaklor og heptaklorepoksid ^A	76-44-8/1024-57-3	6,7x10 ⁻³
----	--	-------------------	----------------------

¹ CAS- Chemical Abstracts service.

² Miljøkvalitetsstandardene gjelder for fisk både i ferskvann og marine områder. Alternativ taksa eller matris kan benyttes dersom miljøkvalitetsstandarden gir samme beskyttelsesnivå. For fluoranten (stoff nr. 6) og PAH (stoff nr. 16) gjelder miljøkvalitetsstandarden for krepsdyr og bløtdyr. Overvåking av fluoranten og PAH i fisk er ikke hensiktsmessig for å evaluere kjemisk tilstand. For dioksiner og dioksinlignende forbindelser (stoff nr. 21) gjelder miljøkvalitetsstandarden i fisk, krepsdyr og bløtdyr.

³ For Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) refererer miljøkvalitetsstandardene i organismer til konsentrasjonen av benzo(a)pyren. Benzo(a)pyren kan betraktes som en markør for de andre PAHene, og det er kun benzo(a)pyren som må overvåkes for å sammenligne med EQS i organismer.

⁴ PCDD: polyklorerte dibenzo-p-dioksiner; PCDF: polyklorerte dibenzofuraner; PCB-DL: dioksinlignende polyklorerte bifenyler TEQ: toksisitetsekvivalenter i følge Verdens helseorganisasjon 2005 Toxic Equivalent Factors

⁵ Dette omfatter følgende stoffer: 7 polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDDer): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8- H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9) 10 polyklorerte dibenzofuraner (PCDFs): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0) 12 dioksin-lignende polyklorerte bifenyler (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

⁶ Dette omfatter 1,3,5,7,9,11-Heksabromcyclododekan (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10- Heksabromcyclododekan (CAS 3194-55-6),

α-Heksabromcyclododekan (CAS 134237-50-6), β-Heksabromcyclododekan (CAS 134237-51-7) og γ- Heksabromcyclododekan (CAS 134237-52-8).

^A Prioritert farlige stoffer

11.9.3 Miljøkvalitetsstandarder for prioriterte stoffer og prioritert farlige stoffer i sediment

Miljøkvalitetsstandarder i sediment er angitt i mg/kg tørrstoff.				
Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Miljøkvalitetsstandard i sediment (kystvann) ²	Miljøkvalitetsstandard i sediment (ferskvann) ²
1	Alaklor	15972-60-8	0,0003	
2	Antracen ^A	120-12-7	0,0048	
3	Bromerte difenyletere ^A	32534-81-9	0,062	0,31
4	Kadmium og kadmiumforbindelser ^A	7440-43-9	2,5	
5	C 10-13 kloralkaner ^A	85535-84-8	0,8	
6	Klorfenvifos	470-90-6	0,0005	
7	Klorpyrifos	2921-88-2	0,0013	
8	Di-(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) ^A	117-81-7	10	
9	Endosulfan ^A	115-29-7	0,00007	
10	Fluoranten	206-44-0	0,40	
11	Heksaklorbensen ^A	118-74-1	0,017	
12	Heksaklorbutadien ^A	87-68-3	0,049	
13	Heksaklor- sykloheksan ^A	608-73-1	0,000074	0,00074
14	Bly og blyforbindelser	7439-92-1	150	66
15	Kvikksølv og kvikksølvforbindelser ^A	7439-97-6	0,52	
16	Naftalen	91-20-3	0,027	
17	Nikkel og nikkelforbindelser	7440-02-0	42	
18	Nonylfenol ^A	84852-15-3	0,016	
19	Oktylfenol	140-66-9	0,0003	0,003
20	Pentaklorbenzen ^A	608-93-5	0,4	
21	Pentaklorfenol	87-86-5	0,014	
22	PAH ^A			

	Benzo(a)pyren	50-32-8	0,18	
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2	0,14	
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9	0,14	
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	0,084	
	Ideno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	0,063	
23	Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) ^A	36643-28-4	0,000002	
24	Triklorbenzener	12002-48-1	0,0056	
25	Trifluralin ^A	1582-09-8	1,6	
26	Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS) ^A	1763-23-1	0,00023	0,0023
27	Dioksin og dioksinlignende PCB ^A	Se fotnote 3	8,6 x 10 ⁻⁷ TEQ	
28	Heksabromsyklododekan (HBCDD) ^A	Se fotnote 4	0,034	0,17

¹ CAS- Chemical Abstracts service.

² Miljøkvalitetsstandarder i sediment er ikke absolutte. Ved overskridelser av miljøkvalitetsstandarder i sediment bør stedsspesifikke undersøkelser og risikovurderinger gjennomføres.

³ Dette omfatter følgende stoffer: 7 polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDDer): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9) 10 polyklorerte dibenzofuraner (PCDFs): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0) 12 dioksin-lignende polyklorerte bifenyler (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

⁴ Dette omfatter 1,3,5,7,9,11-Heksabromcyclododekan (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10- Heksabromcyclododekan (CAS 3194-55-6), α -Heksabromcyclododekan (CAS 134237-50-6), β -Heksabromcyclododekan (CAS 134237-51-7) og γ - Heksabromcyclododekan (CAS 134237-52-8).

^A Prioritert farlige stoffer

11.9.4 Miljøkvalitetsstandarder for andre EU-utvalgte stoffer i vann.

Miljøkvalitetsstandarder i vann er angitt i $\mu\text{g/l}$.

Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Årlig gjennomsnitt ² for ferskvann ³	Årlig gjennomsnitt ² for kystvann	Maksimal verdi ⁴ for ferskvann ³	Maksimal verdi ⁴ for kystvann
1	DDT totalt ⁵	Ikke relevant	0,025	0,025	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	para-para-DDT	50-29-3	0,01	0,01	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
2	Cyclodiene pesticides					
	Aldrin	309-00-2	$\Sigma = 0,01$	$\Sigma = 0,005$	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Dieldrin	60-57-1			Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Endrin	72-20-8			Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Isodrin	465-73-6			Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
3	Karbondetraklorid	56-23-5	12	12	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
4	Tetrakloretylen	127-18-4	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
5	Trikloretylen	79-01-6	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt

¹ CAS- Chemical Abstracts service.

² Den gjennomsnittlige årlige verdien. Hvis ikke annet er oppgitt svarer denne verdien til totalkonsentrasjonen av alle isomere.

³ Ferskvann innbefatter elver, innsjøer og sterkt modifiserte ferskvannsforkomster.

⁴ Den maksimalt tillatte verdien. Der hvor denne verdien ikke er oppgitt er den gjennomsnittlige årlige verdien ansett til også å beskytte mot kortvarige utslipp av forbindelsen.

⁵ DDT total består av summen av isomere 1,1,1-trikloro-2,2-bis(p-klorofenyl) etane (CAS nummer 50-29-3); 1,1,1-trikloro-2(o-klorofenyl)-2-(p-klorofenyl) etane (CAS nummer 789-02-6); 1,1-dikloro-2,2-bis(p-klorofenyl) etylen (CAS nummer 72-55-9); og 1,1-dikloro-2,2-bis(p-klorofenyl) etan (CAS nummer 72-54-8).

11.9.5 Miljøkvalitetsstandarder for andre EU-utvalgte stoffer i organismer og sediment

Miljøkvalitetsstandarder i sediment er angitt i mg/kg tørrstoff.

Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Miljøkvalitetsstandard i organismer (µg/kg våtvekt)	Miljøkvalitetsstandard i sediment (mg/kg tørrvekt)
1	DDT totalt ²	Ikke relevant	610	0,016
	para-para-DDT	50-29-3		0,006

¹CAS- Chemical Abstracts service.

²DDT total består av summen av isomerene 1,1,1-trikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etane (CAS nummer 50-29-3); 1,1,1-trikloro-2 (o-klorofenyl)-2-(p-kloro- fenyl) etane (CAS nummer 789-02-6); 1,1-dikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etylen (CAS nummer 72-55-9); og 1,1-dikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etan (CAS nummer 72-54-8)

11.9.6 Miljøkvalitetsstandarder for vannregionspesifikke stoffer i vann, sediment og biota

	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Ferskvann		Kystvann		Sediment	Biota
			Årlig gjennomsnitt ² for ferskvann ³ µg/l	Maksimal verdi ⁴ for ferskvann ³ µg/l	Årlig gjennomsnitt ² for kystvann µg/l	Maksimal verdi ⁴ for kystvann µg/l	EQSsed mg/kg TS	EQS ^{biota} µg/kg våtvekt
1	Bisfenol A	80-05-7	1,5	11	0,15	11	0,0011	
2	TBBPA (Tetra-bromobisfenol A)	79-94-7	0,25	0,9	0,25	0,9	0,11	
3	Dekametyl syklopenta-siloksan (D5)	541-02-6	1,7	17	0,17	1,7	0,044	15000
4	Klorparafiner (mellomkjedete)	85535-85-9	0,05		0,05		4,6	170
5	PFOA	3825-26-1. flere	9,1	Ikke oppgitt	9,1	Ikke oppgitt	0,071	91
6	Trikloran	3380-34-5	0,1	0,28	0,1	0,28	0,009	15000
7	TCEP (tris(2-kloretyl)fosfat)	115-96-8	65	510	6,5	510	0,072	7300
8	Dodecylfenol med isomere	121158-58-5, 27193-86-8	0,04	0,17	0,004	0,017	0,0044	
9	Diflubenzuron	35367-38-5	0,004	0,1	0,004	0,1	0,0002	730
10	Teflubenzuron	83121-18-0	0,0025	0,12	0,0025	0,012	0,0000004	610
11	Trifenyltin	892-20-6, 900-95-8, 76-87-9, 639-58-7	0,0019	0,035	0,0019	0,035	3,61E-05	150
12	PCB7	1336-36-3	2,4E-06		2,4E-06		0,0041	0,6
13	Kobber	7440-50-8	7,8	7,8	2,6	2,6	84	
14	Sink	7440-66-6	11	11	3,4	6	139	
15	PAH							
	Acenaftylen	208-96-8	1,28	33	1,28	3,3	0,033	

Nr	Navn på substans	CAS-nr. ¹	Ferskvann		Kystvann		Sediment	Biota
			Årlig gjennomsnitt ² for ferskvann ³ µg/l	Maksimal verdi ⁴ for ferskvann ³ µg/l	Årlig gjennomsnitt ² for kystvann µg/l	Maksimal verdi ⁴ for kystvann µg/l	EQSsed mg/kg TS	EQS-biota, µg/kg våtvekt
	Acenaften	83-32-9	3,8	3,8	3,8	3,8	0,10	
	Fluoren	86-73-7	1,5	34	1,5	6,8	0,15	
	Fenantren	85-01-8	0,5	6,7	0,5	6,7	0,78	
	Pyren	129-00-0	0,023		0,023		0,084	
	Benzo(a) antracen	56-55-3	0,012	0,018	0,012	0,018	0,06	300
	Krysen	218-01-9	0,07	0,07	0,07	0,07	0,28	
	Dibenso(ah) antracen	53-70-3	0,0006	0,014	0,0006	0,014	0,027	
16	Arsen	7440-38-2	0,5	8,5	0,6	8,5	18	
17	Krom	7440-47-3 (Crmetall);	3,4	3,4	3,4	35,8	620	

¹ CAS- Chemical Abstracts service.

² Den gjennomsnittlige årlige verdien. Hvis ikke annet er oppgitt svarer denne verdien til totalkonsentrasjonen av alle isomere.

³ Ferskvann innbefatter elver, innsjøer og sterkt modifiserte ferskvannsforkomster.

³ Den maksimalt tillatte verdien. Der hvor denne verdien ikke er oppgitt er den gjennomsnittlige årlige verdien ansett til også å beskytte mot kortvarige utslipp av forbindelsen.

Endring foretatt 15.10.20

Følgende delkapitler er tatt ut av veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann:

11.10 Tilstandsklasser for Prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer i ferskvann, kystvann og sediment

11.11 Tilstandsklasser for sediment

Bakgrunnen for at disse delkapitlene er tatt ut:

Tabellene med 5-delt tilstandsklasser er tatt ut av veilederen 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Disse finner du i Veileder [M-608 - 2016: Grenseverdier for klassifisering av vann, sedimenter og biota](#). I veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann finner du tilstandsklasser for prioriterte stoffer og vannregionspesifikke stoffer etter EQS-systemet (environmental quality standard eller miljøkvalitetsstandard) hvor tilstanden oppgis i "god" eller "ikke god tilstand", i henhold til vannforskriften.

Begreper, forkortelser og referanseliste

a. Forkortelser og begreper

Økologisk tilstand for overflatevann er et uttrykk for nåtilstanden når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann, basert på klassifiseringssystemet.

Grensene for en rekke av de parameterne som presenteres i denne veilederen er allerede interkalibrerte. Dette innebærer at land som har felles vann typer skal interkalibrere sine klassifiseringsgrenser, for å sikre at systemene er sammenlignbare og at landene har tilnærmet samme ambisjonsnivå for miljømålet om god økologisk tilstand. Klassegrensene avhenger ofte av vann type og påvirkning og presenteres i tabeller som skal tilrettelegges i VannNett.

	Kvalitetsэлеment	Elver	Innsjøer	Kystvann	Grunnvann
--	------------------	-------	----------	----------	-----------

Biologiske	Vannplanter	- Makrovegetasjon - Fastsittende alger	- Makrovegetasjon - Planteplankton (klorofyll A)	- Tang og tare (artsindeks) - Planteplankton (klorofyll A)	
	Bunnfauna	- Artssammensetning (indeks)	- Artssammensetning (indeks)	- Artssammensetning (indeks)	
	Fisk	- Artssammensetning - Fiskeproduksjon og mengde	- Artssammensetning - Fiskeproduksjon og mengde		
Kjemisk tilstand	Miljøgifter	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)
Støtteparam- eter	Fysisk-kjemiske støtteparametre	- pH - ANC	- pH - ANC - Gjellealuminium	SFT systemet fra tidligere	
	Hydro-morfologiske støtteparametre	- Vandringsbarrierer	- Regulerings høyde	(under utvikling)	- Kvantitet
Øvrige	Egnethet for bruk	- Drikkevann - Badevann	- Drikkevann - Badevann	- Badevann	- Drikkevann

Utvalgte sentrale kvalitetselementer og parametre som har fått nye klassegrenser nå er:

For å kombinere flere kvalitetselementer til ett resultat for vannforekomsten gjelder "det verstestyrer" prinsippet¹.

Det betyr at det kvalitetselementet som har dårligst tilstand angir klassen for hele vannforekomsten. Denne regelen skal først brukes for de biologiske kvalitetselementene.

¹ Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 3.5.5, samt illustrert i Figur 3.5.

Her følger definisjonen av et utvalg begreper som benyttes i denne veilederen:

“Det verste styrer” prinsippet (“oneoutallout”): Definisjonen iht Vedlegg V i vanndirektivet er at *“For kategorier av overflatevann representeres den økologiske tilstandsklassifiseringen ved den laveste av verdiene for biologiske og fysiske kjemiske overvåkingsresultater for de relevante kvalitetselementene”*. Dette betyr at kvalitetselementet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten. Prinsippet gjelder imidlertid ikke ved kombinasjon av ulike parametre innenfor et kvalitetselement. Dette er nærmere forklart i Figur 3.5.

Ecological Quality Standards (EQS): Miljøkvalitetsstandarder, er beregnede kvalitetsstandarder for forurensende stoffer for beskyttelse av akvatiske biologisk materiale. Dersom konsentrasjons målinger av miljøgifter i vannforekomsten ikke over skrider grenseverdiene skal det ikke forekomme effekter på akvatiske organismer. Det skal fastsettes standarder for vann, sedimenter eller biologisk materiale.

Egnethet for bruk: Vannforvaltningsplanen skal etter vanndirektivet ivareta de vannbaserte bruker interessene (bading, drikkevann osv) (Article 4, §1 c, Annex iv). Man skal tilfredsstille krav gitt i underliggende direktiver der bruken er regulert i disse, ellers skal man benytte nasjonale retningslinjer og forskrifter. I og med at de ulike bruksformene inklusive forskrifter og retningslinjer sorterer under forskjellige departementer, og direktorater, er det i dag nokså uoversiktlig og vanskelig å avgjøre om en vannforekomst tilfredsstiller krav / er egnet til ulik bruk. Det anses derfor som nyttig for den lokale forvaltning å få en samordnet og oppdatert egnethetsklassifisering for bruk.

Forvaltningsplan: En samlet plan for forvaltning av vannforekomstene i en vannregion, som bl.a. skal angi miljømål for vannforekomstene og sammenfatte tiltaksprogrammet som viser hvordan miljømålene kan nås innen vannforskriftens frister (vannforskriften § 26). Forvaltningsplanen er den formelle planen etter forskriften som behandles og vedtas av fylkesting og godkjennes i Regjeringen. Forvaltningsplanen utarbeides av VRM i samarbeid med VRU, og vedtas som fylkesdelplan etter plan og bygningsloven. Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen. Forvaltningsplan skal godkjennes første gang senest innen utgangen av 2009, og oppdateres hvert sjetten år (vannforskriften § 29). VRM skal sende utkast til forvaltningsplan på høring senest ett år før ny forvaltningsplan trer i kraft (vannforskriften § 28).

Første planperiode: Perioden for gjennomføring av første godkjente forvaltningsplan, d.v.s. fra utgangen av 2009 til utgangen av 2015. VRM kan i samarbeid med VRU bestemme at tiltaksprogram og forvaltningsplan for første planperiode bare skal omfatte et utvalg vannområder innenfor regionen. Vannforskriften angir kriterier for valg av vannområder til første planperiode (vannforskriften § 30).

GIG: Geografiske interkalibreringsgrupper.

Grunnlinja/grunnlinjene: Grunnlinjene danner yttergrensen for de indre farvann og utgangspunktet for beregningen av sjøterritoriet og jurisdiksjonsområdene utenfor i samsvar med folkeretten (jf. § 1 i lov av 27. juni 2003 nr. 57 om Norges territorialfarvann og tilstøtende sone).

Litt forenklet kan man si at grunnlinjene er en grense trukket mellom alle de ytterste fastlandspunkt, holmer og skjær langs Norges kyst.

Grunnlinjene for fastlands Norge er fastsatt i forskrift av 14. juni 2002 nr. 625 om grunnlinjene for sjøterritoriet rundt Fastlands Norge. Forskriften angir eksakte geografiske koordinater for grunnlinjene. For Svalbard og andre norske territorium er grunnlinjene fastsatt i egne forskrifter.

Grunnvannsføremst (GVF): I følge definisjonen i vanndirektivet er en grunnvannsføremst “en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akviferer.

Hydromorfologiske egenskaper: Vannets strømningsmønster og temperatur, samt bunnens og breddens form og beskaffenhet.

Indikator: For hvert kvalitetselement finnes flere indikatorer, som uttrykker forskjellige egenskaper ved kvalitetselementet, eks. populasjonsstørrelse, kjemisk innhold, artssammensetning, diversitet etc., og som kan omfatte en eller flere parametre som responderer på en påvirkning.

Indeks: Matematisk uttrykk for en indikator. Består av en formel som kan inneholde flere parametre, for eksempel sensitive arter og tolerante arter, evt. artsantall.

Interkalibrere: Innebærer at land som har felles vanntyper skal interkalibrere sine klassifiseringsgrenser, for å sikre at systemene er sammenlignbare og at landene har tilnærmet samme ambisjonsnivå for miljømålet om god økologisk tilstand.

Kjemisk tilstand: Uttrykk for den kjemiske tilstanden (av miljøgifter) i en forekomst av overflatevann eller grunnvann i samsvar med klassifiseringen i vann forskriftens vedlegg V, og for forekomster av overflatevann også forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) kapittel 17. Med god kjemisk tilstand i vann forstås for gjennomføringen av første planfase av vannforskriften i Norge at grenseverdier for de 33 prioriterte miljøgifter ikke overskrides i sedimenter eller i biota. Andre forurensende stoffer enn de prioriterte miljøgiftene inngår altså i klassifisering av økologisk tilstand, avhengig av hvordan stoffene påvirker de biologiske forholdene i vannet.

Klassifisering: Se Tilstandsklassifisering.

Kvalitetselement (KE): Økosystemkomponent, som er angitt i vannforskriftens vedlegg V. Det finnes både biologiske, fysiskkjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. Disse består av flere parametre. Eksempler på KE er planteplankton, vannplanter, bløtbunnsfauna, fisk (ikke i kystvann).

Kvantitativ tilstand: Uttrykk for i hvilken grad en grunnvannsforekomst er påvirket av direkte eller indirekte uttak av vann.

Kystvann: Saltvann fra 1 N mil utenfor grunnlinjen og inn til land eller ytre grense for brakkvann, likevel ut til den ytre grensen for territorialfarvannet (12 N mil utenfor grunnlinjen) med hensyn til kjemisk tilstand.

Nedbørfelt: Landareal med avrenning til et bestemt utløpspunkt i en elv, innsjø, fjord eller i hav.

Overflatevann: Kystvann, brakkvann og ferskvann, unntatt grunnvann.

Parameter: Ulike måleenheter (f.eks. artssammensetning, mengde osv) som inngår i et kvalitetselement. Disse måleenhetene kan kombineres til indekser eller indikatorer (se egen definisjon av disse).. De ulike parametrene under gitte kvalitetselement, er gitt i vannforskriftens vedlegg V.

Prioriterte stoffer: Stoffer som er identifisert som prioriterte stoffer på listen i vannforskriftens vedlegg VIII (se stoffer merket med B i vedlegg VIII), og nærmere omtalt i kap. 9.

Prioriterte farlige stoffer: Stoffer som er identifisert som prioriterte farlige stoffer i vannforskriften vedlegg VIII. Av de 33 prioriterte stoffene er foreløpig 11 definert som prioriterte farlige stoffer (se stoffer merket med A i vedlegg VIII).

Sterkt modifisert vannforekomst (SMVF): En forekomst av overflatevann som på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet i vesentlig grad har endret karakter, og som er utpekt som sterkt modifisert i medhold

av vannforskriften § 5. Som oftest gjelder dette vassdrag med store vannkraftanlegg eller forbygninger, eller kystvann med havner eller fjorder med forandret ferksvannspåvirkning.

Svært god
God
Moderat
Dårlig
Svært dårlig

Tilstandsklassifisering: Plassering av en vannforekomst i svært god, god, moderat, dårlig, eller svært dårlig økologisk tilstand basert på kunnskap om økologiske forhold i naturlige vannforekomster og maksimalt, godt, moderat, dårlig, eller svært dårlig økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster. Alle kvalitetselementer skal klassifiseres. Kvalitets-elementet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten ("det verste styrer" prinsippet² iht Vedlegg V)

Vannforekomst (VF): En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel en innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller et avgrenset volum grunnvann i et eller flere grunnvannsmagasin. Minste forvaltbare enhet.

Vannområde: Del av vannregion som består av flere, ett enkelt eller deler av nedbørfelt med eller uten kystområde som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet.

Vannregion: Ett eller flere tilstøtende nedbørfelt med tilhørende grunnvann og kystvann som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet. (Største forvaltningsenhet.)

Vannregionmyndighet (VRM): Vannforskriften § 20 angir hvilke fylkesmannsembeter som skal være vann regionmyndighet for den enkelte vannregion (se oversikt). Vannregionmyndigheten skal, i nært samarbeid med vannregionutvalget, koordinere arbeidet med å gjennomføre oppgavene som følger av vannforskriften (vannforskriften § 21).

Vanntype: Typifisering av vannforekomster i grupper med ensartet naturtilstand. Se vannotyper kystvann og typifisering innsjø/elver

² Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 3.5.5, samt illustrert i figur 3.5.

b. Referanseliste

- 2013/39/EU. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Replaces 2008/105/EC. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.
- Alve, E., Lepland, A., Magnusson, J., Backer-Owe, K. 2009. Monitoring strategies for re-establishment of ecological reference conditions: possibilities and limitations. *Mar. Poll. Bull.* 59, 297-310.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Arp, H.O., Ruus, A., Macken, A., Lillicrap, A., 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder av Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. *Quality assurance of environmental quality standards*. Miljødirektoratet Rapport M241. Norsk institutt for vannforskning rapport xx/2014. xx sider ISBN 978-82-577-xxxx-x
- Appleby P.G. 2001. Chronostratigraphic techniques in Recent sediments. In: Last, W.M., Smol, J.P. (eds), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Kluwer Academic Publishers, 171-203.
- Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no).
- Borum J., 1985. Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Marine Biology*, 87(2):211-218.
- Bouchet, V.M.P., Alve, E., Rygg, B., Telford, R., 2012. Benthic foraminifera provide a promising tool for Ecological Quality assessment of marine waters. *Ecol. Indic.* 23, 66–75.
- Carletti A, Heiskanen AS., 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC-IES EUR 23838 EN/3
- Christie H., Norderhaug KM, Fredriksen S (2009).
- Dolven, J.K., Alve, E., Rygg, B., Magnusson, J., 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecol. Indic.* 29: 219-233.
- Macrophytes as habitat for fauna. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 396:221-233.
- DN håndbok no. 19: Kartlegging av marint biologiske mangfold.
- Direktoratsgruppa vandirektivet 2011. Vannforskriften: Karakterisering og risikovurdering av vannforekomster Veileder 01:2011a Direktoratet for naturforvaltning (Miljødirektoratet), Trondheim.
- Dolven, J.K. og Alve, E., 2010. Naturtilstanden i indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. *Rapport no. 106*. ISBN 978-82-91885-39-1, 86 s. www.indreOslofjord.no/uploads/natur106.pdf
- Dolven, J.K., Alve, E., Rygg, B., Magnusson, J. 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecol. Indic.* 29, 219-233.
- Duarte C.M., 1995 Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112.
- Duffield, C.J., Alve, E., Andersen, N., Andersen, T.J., Hess, S., Strohmeier, T., 2017. Spatial and temporal organic carbon burial along a fjord to coast transect: A case study from Western Norway. *The Holocene* 27, 1325-1339.
- EC 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document 14. Guidance on the Intercalibration Process 2008-2011.
- Ellis & Messina world catalogue of foraminiferal species (tilgjengelig fra www.micropress.org/em).
- Enoksen, J.H. 2010. *Environmental status: From "natural" to polluted conditions in the Bunnefjord, inner Oslofjord*. MSc thesis in Geosciences, University of Oslo, 75 s.
- EU draft TGD for EQS-biota 2014. Supplementary guidance for the implementation of EQSBIOTA – Final Draft 12. November 2014. (under arbeid).
- EU 2010, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No.25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Technical Report – 2010-041. ISBN 978-92-79-16224-4. 74pp.

- European Commission 2009. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/ ec). Guidance document on eutrophication assessment in the context of European water policies. Brussels, European Commission.
- Fredriksen S., Christie H. & Sætre B.A., 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research* 1:219.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2017. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched February 2017.
- Hektoen, H., Berge, J. A., Ingebrigtsen, K., Knutzen, J. and Oehme, M. 1994. Elimination of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins from blue mussel (*Mytilus edulis*) and tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-diodin (2,3,7,8-TCDD). *Chemosphere*, 29 (7), 1491-1494.
- Hess, S., Alve, E. 2014. Undersøkelser av den historiske oksygenutviklingen og naturtilstanden i Horten Indre Havn, ISBN 978-82-91885-44-5, 63 s.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- ISO 10260:1992. Water quality — Measurement of biochemical parameters — Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration
- Iversen, P.E, Lind, M.J., Ersvik, M., Rønning, I., Skaare, B.B., Green, A.M.V., Bakke, T., Lichtenthaler, R., Klungsoyr, J., Hylland, K. 2015. Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs. Miljødirektoratets rapportserie M-300. 60s.
- JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Chlorophyll a in Water. <http://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201606234453.pdf>
- Johnsen G. H., Børset E., & Glover B. Hovedveileder for foreløpig identifisering og utpeking av sterkt modifiserte kystvannforekomster (SMVF) i Norge. Rapport no. 33827 utarbeidet av Rådgivende Biologer AS og NVK Multiconsult. 29s.
- Kelly, M., Phillips, G., Willby, N. & Guthrie, R. 2011. "Macrophytes and phytobenthos": an ecological rationale for the combined quality element, part 2. 18pp. FTT008.
- Larsen, B.M., Sandaas, K., Hårsaker, K. & Enerud, J. 2000. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Forslag til overvåkingsmetodikk og lokaliteter. NINA Oppdragsmelding 651, 27 s.
- Lapointe B.E., Tomasko D.A., Matzi, W.R., 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida keys. *Bull. Mar. Sci.* 54, 696–717.
- Lepland, A., Andersen, T.J., Lepland, A., Arp, H.P.H., Alve, E., Breedveld, G.D., Rindby, A. 2010. Sedimentation and chronology of heavy metal pollution in Oslo harbor, Norway. *Mar. Poll. Bull.* 60, 1512-1522.
- Loeblich, A. R., Jr, Tappan, H. 1987, Foraminiferal Genera and Their Classification: Van Nostrand Reinhold, New York, 2 v., 1082 s.
- Lyche Solheim, A., Andersen, T., Brettum, P., Erikstad, L., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Lindstrøm, E.A., Mjelde, M., Raddum, G., Saloranta, T., Schartau, A.K., Tjomsland, T. & Walseng, B. 2003. Forslag til system for typifisering av norske ferskvannforekomster og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk. NIVA rapport 46342003, 93 s.
- Lyche Solheim, A. & Schartau, A.K. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. NIVA Rapport 48882004, 17 s.
- McGarrigle, M. & Lucey, J. 2009. Intercalibration of ecological status of rivers in Ireland for the purpose of the Water Framework Directive. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 109, 237-246.
- Mjelde, M., Hellsten, S. & Ecke, F. 2012. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s1075001213236.
- Mjelde, M., Lombardo, P. & Edvardsen, H. (in prep.) Trophic index – assessing ecological status for aquatic macrophytes in Norwegian lakes.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. *Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide*. Norwegian Pollution Control Authority. TA no. TA-1467/1997. 36 pp. ISBN 82-7655-367-2.

- Molvær J., Magnusson J., Pedersen A. & Rygg B., 2008. Vanndirektivet: Utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport høsten 2008. NIVArapport 5700. 33s.
- Moy, F., Bekkby, T., Cochrane, S., Rinde, E. & Voegelé, B. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. NIVA rapport O21839; 90s.
- MPB 2013a. Prosedyre 001: Innsamling og prøvetaking av ferskvannsfisk. Miljøprøvebanken – Nasjonal prøvebank for miljøgifter. 8 sider. [link planlagt tilgjengelig i 2015].
- MPB 2013b. Prosedyre 002: Innsamling og prøvetaking av marin fisk. Miljøprøvebanken – Nasjonal prøvebank for miljøgifter. 8 sider. [link planlagt tilgjengelig i 2015].
- MPB 2013c. Prosedyre 003: Innsamling og prøvetaking av blåskjell. Miljøprøvebanken – Nasjonal prøvebank for miljøgifter. 5 sider. [link planlagt tilgjengelig i 2015].
- Murray, J.W. 2006. Ecology and Applications of Benthic Foraminifera. Cambridge University Press, Cambridge, 426s.
- Neto, J.M., Barroso, D.V., Barria, P. 2013. Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. Ecological Indicators 30 (2013), pp 130 - 137.
- NNV 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport biologiska parametrar. Rapport 4921. Naturvårdsverket, Stockholm.
- NS 4767 Vannundersøkelse - Bestemmelse av klorofyll a, spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt
- NS 9410:2016. Norsk standard for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg.
- NS-EN 15972:2011 Vannundersøkelse - Veiledning for kvantitative og kvalitative undersøkelser av marine planktonalger
- NSEN ISO 10870:2012. Vannundersøkelse. Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann.
- NS-EN ISO 16665:2013. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna (ISO 16665:2014), 33 s.
- NS-EN ISO 19493:2007. Veiledning for marin biologisk undersøkelse av litoral og sublitoral hard bunn (ISO 19493:2007)
- OSPAR, 2012. JAMP [Joint Assessment and Monitoring Programme] Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota. OSPAR Commission, ref.no. 99-02e. 122 pp. [Includes revisions up to 2012.]
se http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00900301400135_000000_000000
- Patterson, R.T., Fishbein, E. 1989. Re-examination of the statistical methods used to determine the number of point counts needed for micropaleontological quantitative research. *J. Paleontol.* 63, 245–248.
- Pedersen, A., Borgersen, G., Folkestad A., Johnsen, T., Norling, K., Sørensen, K. (2012). Basisovervåking av kystvann – Trøndelag. Foreløpige resultater etter ett års undersøkelser i 2011. NIVA rapport 6415-2012.
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J. (2016). Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrenser og metodikk. Miljødirektoratets rapportserie M-333. 55s
- Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J. (2017). Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrenser og metodikk. Miljødirektoratets rapportserie M-333. 55s
- Ptácnik, R., Solimini A., Brettum, P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 633: 7582.
- Ramos E., Juanes J.A., Galván C., Neto J.M., Melo R., Pedersen A., Scanlan C., Wilkes R., van den Bergh E., Blomqvist M., Kroup H., Heiber W., Reitsma J.M., Ximenes M.C., Silió A., Méndez F. and B. González. 2011. Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.041>.
- Rognerud, S. & Brabrand, Å. 2010. HydroFishprosjektet: Sluttrapport for undersøkelsene 2007-2010. NIVA Rapport 6082-2010, 74s.
- Rueness J. 1976. Norsk algeflora. Oslo.
- Rygg B., Norling K., 2013. Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates, and an update of Indicator Species Index (ISI) NIVArapport 64752013, 46s
- Rygg B., 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. Nivarapport 4548–2002. 32s.

- Rygg B., 2011. Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna. NIVArapport 6255. 52s.
- Sandlund, O.T. (red.), Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O., Fjeldstad, H.P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratet, Rapport M222013, 60 s.
- Schneider, S.C. 2011. Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment* 409: 1164–1171.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using nondiatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9: 12061211.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on nondiatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665:143–155.
- Schneider, S.C., Kahlert, M. & Kelly, M.G. 2013. Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. *Science of the Total Environment*. In press.
- Schönfeld, J., Alve, E., Geslin, E., Jorissen, F., Korsun, S., Spezzaferri, S., and members of the FOBIMO group, 2012. The FOBIMO (FOraminiferal Blo-MONitoring) initiative - towards a standardised protocol for softbottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Mar. Micropaleontol.* 94-95, 1–13.
- Pedersen, A., Borgersen, G., Folkestad A., Johnsen, T., Norling, K., Sørensen, K. (2012). Basisovervåking av kystvann – Trøndelag. Foreløpige resultater etter ett års undersøkelser i 2011. NIVArapport 6415-2012.
- SFT Veileder 97:03; Molvær J., Knutzen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J., Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. SFT-rapport TA 146797. 36s.
- TAG Work Programme 2003 Task 7.c: Morphological Alterations. TAG2003WP7c (01) Draft guidance on morphological pressures (P2.v326.01.04).doc.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA Rapport 73: 52 s.
- UKTAG 2012. A revised approach to setting Water Framework Directive phosphorous standards. UK Technical Advisory Group on the WFD. 35 pp.
- Van Hoey, G., Bonne, W., Herrero, F.S., 2015. Intercalibration report for benthic invertebrate fauna of the North East Atlantic Geographical intercalibration group for Coastal Waters (NEA 1/26). ILVO Mededeling 191, ISSN 1784-3197, 80 s.
- Vannforskriften-veileder 02, 2010. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. Versjon 1.5, 30.april 2010 Veileder 02:2009.
http://www.vannportalen.no/Overvaakingsveileder_Versjon_1_5_20100430_4QIMn.pdf
- Veileder 01:2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak.
- Wentworth C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of geology* 30:377-392
- WHO 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London, E & F N Spon.
- WoRMS, www.marinespecies.org
- Östman, Ö., Eklöf, J.S., Eriksson, B., Moksnes, P.O., Olsson, J., Bergström, U. 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *J Appl Ecol.* 53: 1138-1147.





vann fra fjell til fjord

Veileder 2:2018
Klassifisering av
miljøtilstand i vann

Økologisk og kjemisk
klassifiseringssystem
for kystvann,
grunnvann, innsjøer
og elver



Coastal Brownfield Remediation

Bilateralna inicijativa “Strategije cjelovitog oporavka obalnih brownfield područja (2023.-2024.)” financirana je u okviru Fonda za bilateralne odnose EGP i Norveškog financijskog mehanizma za razdoblje 2014.-2021.