

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Foreløpig forslag til system for typifisering av norske ferskvannsforkomster og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	4634-2003	10.02.03
	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	21250	93
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Tom Andersen, Pål Brettum, <i>Lars Erikstad (NINA)</i> , <i>Arne Fjellheim (LFI, Stavanger museum)</i> , <i>Gunnar Halvorsen (NINA)</i> , <i>Trygve Hesthagen (NINA)</i> , <i>Eli-Anne Lindstrøm, Marit Mjelde, Gunnar Raddum (LFI, Univ. i Bergen)</i> , <i>Tuomo Saloranta, Ann-Kristin Schartau (NINA)</i> , <i>Torulv Tjomsland og Bjørn Walseng (NINA)</i>	Fagområde	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) SFT, DN, NVE	Oppdragsreferanse
----------------------------------	-------------------

Sammendrag

Innføringen av Rammedirektivet for vann ("Vanndirektivet") medfører at Norges vannforekomster innen utgangen av 2004 skal inndeles og beskrives etter gitte kriterier. Et av kriteriene er en typeinndeling etter fysiske og kjemiske faktorer. Denne typeinndelingen danner grunnlaget for overvåking og bestemmelse av økologisk referansetilstand for påvirkede vannforekomster. Vanndirektivet gir valg mellom å bruke en predefinert all-europeisk typologi ("System A"), eller å etablere en nasjonal typologi som forutsettes å gi bedre og mer relevant beskrivelse enn den all-europeiske, og som må inneholde visse obligatoriske elementer ("System B"). Denne rapporten presenterer et forslag til nasjonal typologi for elver og innsjøer, delvis basert på et nordisk samarbeid. Den ligger nokså nær system A, men med tilpasninger til norske og nordiske forhold. Rapporten inneholder også elementer av metodeutvikling for å bestemme referansetilstanden for de aktuelle vanntypene, og angir mulige elver og innsjøer som kan inngå i et framtidig referansenettverk. Inndelingskriteriene i typologien er: Geografisk region (fire klasser), høyde (lavland/skog/høyfjell) og geologi/geokjemi (kalk/ikke-kalk og humus/klarvann). For elver inngår i tillegg nedbørfeltstørrelse (fire klasser), og for innsjøer areal (fire klasser) og middeldyp (tre klasser). I det videre karakteriseringsarbeidet kan det bli aktuelt med en underinndeling av noen av klassene.

Fire norske emneord 1. Typologi 2. Referansetilstand 3. Ferskvann 4. Vanndirektivet	Fire engelske emneord 1. Typology 2. Reference conditions 3. Freshwater 4. Water Framework Directive
---	--

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Brit-Lisa Skjelkvåle
Kvalitetssikrer

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

**Forslag til system for typifisering av norske
ferskvannsforekomster, for beskrivelse av
referansetilstand, samt forslag til referansenettverk**

Forord

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra prosjektet: "Foreløpig forslag til system for typifisering av norske ferskvannsføremål og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk". Prosjektet er første ledd i metodeutviklingen for karakterisering av norske ferskvannsføremål. Dette er ment å bidra til implementering av EUs Rammedirektiv for Vann. Prosjektet har vært et samarbeidsprosjekt mellom NIVA, NINA og LFI (Univ. i Bergen) på oppdrag fra SFT, som leder det nasjonale arbeidet med karakterisering av vannføremålene innenfor den samlede direktoratsgruppen for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann.

Oslo, 12.02.2003

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Innledning	13
2. Mål	14
3. Metoder, inkludert diskusjon av metodene	14
3.1 Typifiseringskriterier	14
3.2 Inndeling i "økoregioner" og klimaregioner	16
3.3 Validering av vanntyper vha. fysisk/kjemiske data	17
3.4 Validering av vanntyper ut fra biologiske data	19
3.5 Beskrivelse av referansetilstand for hver vanntype	20
3.6 Nettverk av referanselokaliteter	20
4. Resultater	21
4.1 Geografiske og klimatiske regioner	21
4.2 Innsjøtyper	24
4.3 Elvetyper	26
4.4 Validering av foreslåtte typer vha biologiske data	28
4.4.1 Datagrunnlag	28
4.4.2 Validering av innsjøtyper basert på planteplankton	33
4.4.3 Validering av innsjøtyper basert på litorale krepsdyr	34
4.4.4 Validering av innsjøtyper basert på makrovegetasjon	37
4.4.5 Validering av innsjøtyper basert på litoral bunnfauna	38
4.4.6 Validering av innsjøtyper basert på fiskedata (bestandstetthet for ørret: CPUE)	40
4.4.7 Validering av elvetyper basert på begroingsalger	41
4.4.8 Validering av elvetyper basert på bunnfauna	43
4.4.9 Konsekvenser av den biologiske valideringen for typeinndelingen	45
4.5 Beskrivelse av referansetilstand for validerte vanntyper	46
4.5.1 Planteplankton i innsjøer	46
4.5.2 Litorale krepsdyr i innsjøer	48
4.5.3 Vannvegetasjon i innsjøer	50
4.5.4 Litoral bunnfauna i innsjøer	52
4.5.5 Fisk i innsjøer	53
4.5.6 Begroingsalger i elver	54
4.5.7 Bunnfauna i elver	57
4.6 Forslag til referansenettverk	59

5. Diskusjon og videre arbeid	63
6. Referanser	65
Vedlegg A. Regional innsjøundersøkelse 1995	67
Vedlegg B. Statistiske teknikker og rådata fra de statistiske analysene	68
Statistiske teknikker brukt til validering av vanntypene	68
Vedlegg C. Liste over mulige referanselokaliteter	83

Sammendrag

EUs Vanndirektiv krever en inndeling av overflatevann i et avgrenset antall typer. Referansetilstand (naturlig tilstand) skal fastsettes for hver type som grunnlag for en klassifisering av økologisk status i vannforekomstene. Referansetilstanden skal beskrives både ut fra biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske forhold. Hensikten med typifiseringen er å få et begrenset og håndterbart antall referansetyper, der den naturlige variasjonen innen hver vanntype er mindre enn variasjonen mellom typer.

Målet for dette prosjektet har vært:

- å utarbeide et første forslag til system for typologi for elver og innsjøer i Norge og beskrivelse av referansetilstand for hver vanntype i hht. retningslinjer i Annex II og Annex V i Vanndirektivet,
- å foreslå konkrete elver og innsjøer som kan inngå i et nettverk av referanselokaliteter.

Dette skal senere kunne brukes i det videre karakteriseringsarbeidet som grunnlag til å fastsette dagens økologiske status.

Denne rapporten inneholder forslag til typeinndeling av innsjøer og elver i Norge, samt en oversikt over antall lokaliteter av hver type (kun innsjøer). Rapporten gir også en foreløpig oversikt over referansetilstanden i et noen forskjellige vanntyper, mht. typisk artssammensetning for de fleste organismegruppene som er angitt i Annex V i direktivet. I siste del av rapporten gis en oversikt over aktuelle innsjøer og elver som kan inngå i et referansenettverk for vanntypene.

Forslag til typologi

I Annex II i Vanndirektivet angis to systemer for typifisering av vannforekomster: System A og System B. Da System A er basert på faste økoregioner, noe som passer dårlig for Norge, ble forslaget til typologi i dette prosjektet basert på system B, der landene selv kan velge grensene mellom ulike regioner. I system B er det gitt et sett med obligatoriske typifiseringskriterier, som skal brukes til å angi vanntyper. Disse er: lengde- og breddegrad, høyde over havet, størrelse og geologi, samt dybde for innsjøer. I tillegg kan en rekke valgfrie typifiseringskriterier brukes i system B, dersom disse kan gi et bedre grunnlag for å skille mellom referansetilstanden i de aktuelle vanntypene.

Forslaget til typologi er basert på resultatene fra to nordiske seminarer, der de obligatoriske typifiseringskriteriene gitt i direktivet ble brukt til å lage en første oversikt over alle mulige vanntyper som er felles for Norge, Sverige og Finland. For innsjøer ble den nordiske typelisten sjekket mot Regional innsjøundersøkelse 1995 (NIVA), for å finne ut hvor mange innsjøer Norge har av hver type.

Ut fra kombinasjonen av de obligatoriske typifiseringskriteriene lengde- og breddegrad (geografisk region, foreløpig uttrykt ved helningsgrad for hovednedbørfelt) foreslås 4 økoregioner (Østlandet, Vestlandet, Nord-Norge og Finnmark). Innenfor hver av disse regionene er vanntypene definert ut fra høyde over havet (uttrykt som lavland, skog eller fjell), størrelse (fire kategorier) og geologi (uttrykt ved kalkinnhold og humusinnhold). Dette gir 21 forskjellige innsjøtyper (> 0.5 km²) og 27 forskjellige elvetyper innenfor hver økoregion. 14 av disse innsjøtypene bør prioriteres i det videre karakteriseringsarbeidet, da disse innsjøtypene er prioritert av den nordiske arbeidsgruppen, og dessuten omfatter det store flertallet av norske innsjøer. Ut fra en ekspertvurdering kom den nordiske arbeidsgruppen fram til at 8 av de 27 elvetyperne burde prioriteres i det videre arbeidet, da de er ansett som vanlige elvetyper i minst to av de nordiske landene.

Disse hovedtypene av innsjøer må senere inndeles i dybdekategorier. Tilgang på tilfredsstillende dybde data (målte eller modellerte) er nødvendig for å kunne finne ut hvor mange innsjøer som finnes

av hver type. Dersom innsjøer $< 0.5 \text{ km}^2$ skal inkluderes vil antall innsjøtyper øke fra 21 til 33 pr. økoregion, før inndeling i dybde-kategorier. Slike små innsjøer kan ha stor betydning for biologisk mangfold, og stor verdi for mange brukerinteresser. Dette tilsier at de bør vurderes inkludert i det videre arbeidet med implementering av Vanddirektivet i Norge. Inndeling i 3 kalsium-kategorier vil også øke antall innsjø- og elvetyper, dersom dette gir mindre variasjon i referansetilstanden innen de forskjellige typene.

Hovedtypene av elver bør også vurderes splittet ut fra helningsgraden ("slope") på elvestrekningene, da helningsgrad er korrelert til substrat-type (stein, grus, sand eller leire), noe som har stor betydning for de biologiske forholdene og dermed for referansetilstanden for de enkelte elvetyper. Elvetyperne bør derfor vurderes videre inndelt i hurtigstrømmende og sakteflytende elvestrekninger. Dette vil i så fall øke antall elvetyper til maksimalt $27 \times 2 = 54$ pr. økoregion.

For å sjekke om disse vanntypene er signifikant forskjellige (dvs. om de har forskjellig referansetilstand) må den naturlige variasjonen innen hver vanntype analyseres i forhold til den naturlige variasjonen mellom typene. Dersom forskjellen mellom lokaliteter innen en og samme vanntype er større enn variasjonen mellom lokaliteter som i utgangspunktet tilhører forskjellige vanntyper, er det ikke grunnlag for å opprettholde dette som en selvstendig vanntype. Slike vanntyper må da enten splittes i undertyper for å redusere den typeinterne variasjonen, eller slås sammen med andre vanntyper med tilnærmet like biologiske forhold.

I dette prosjektet ble den naturlige variasjonen innen og mellom de foreslåtte vanntypene analysert vha. korrespondansanalyse av biologiske data for forskjellige organismegrupper, etter sammenstilling av data fra databaser ved NIVA, NINA og LFI (Univ. i Bergen). Kun data fra tilnærmet upåvirkede lokaliteter kunne brukes til denne analysen. Materialet omfattet ca. 500 lokaliteter, hvorav 130 fra elver og resten fra innsjøer. De fleste av de prioriterte vanntypene var representert i materialet, med unntak av enkelte typer innsjøer og elver i fjellet samt enkelte humøse vanntyper. Mange av typene var representert med et lite antall lokaliteter, noe som gir stor usikkerhet i resultatene. Bedre geografisk stedfesting og kvalitetskontroll av eksisterende databaser vil kunne øke dette sammenligningsmaterialet betydelig.

Analysene viste at kalkinnholdet (geologien) i vanntypene har stor betydning for de biologiske forskjellene, uansett hvilken organismegruppe som ble brukt i analysen (fytoplankton, begroingsalger, vannplanter, litorale krepsdyr). For bunnfauna og fisk fantes det ikke tilstrekkelige data fra kalkrike lokaliteter til å kunne teste forskjellen mellom kalkrike og kalkfattige lokaliteter. I den foreliggende analysen er grensen mellom kalkrike og kalkfattige lokaliteter satt ved 4 mg Ca/L . Denne grensen er basert på ekspertvurderinger i den nordiske arbeidsgruppen, samt på kunnskap om følsomheten for forsuring ut fra sur nedbør overvåkingen. Dersom grensen hadde vært satt lavere, f.eks. ved $1-2 \text{ mg Ca/L}$ hadde inndelingen sannsynligvis vært mer representativ for norske forhold. Det er sannsynlig at også disse bunnfauna og fisk da ville gitt signifikant respons på kalkinnholdet. Dette tilsier at denne grensen enten bør revideres, eller at den kalkfattige kategorien splittes i to underkategorier ($< 1-2 \text{ mg/L}$ og $2-4 \text{ mg/L}$).

Humusinnholdet var også av signifikant betydning for begge de organismegruppene der det fantes tilstrekkelig datagrunnlag til å kunne teste dette (litorale krepsdyr og vannplanter).

For kriteriene klimatisk region, størrelse og dybde var datagrunnlaget ikke tilstrekkelig til å påvise signifikante forskjeller, med unntak av litorale krepsdyr, der klimatisk region hadde signifikant betydning, og bunnfauna i elver, der størrelsen på nedbørfeltet hadde signifikant betydning. Selv om vi ikke har påvist signifikant betydning av disse typifiseringskriteriene for de fleste organismegruppene er det for tidlig å foreslå sammenslåing, eller ytterligere oppdeling av vanntyper i forskjellige klimaregioner, størrelse eller dybde. Dette kan ikke fastslås med rimelig grad av sikkerhet før et større

datamateriale er tilgjengelig for analyse, evt. før nærmere ekspertvurderinger er gjort i hht. litteraturstudier og modellbetraktninger.

Referansetilstand for vanntypene

Referansetilstanden for de vanntypene som ble funnet å være signifikant forskjellige ut fra analysen ovenfor, er beskrevet ut fra typisk artssammensetning for hver organismegruppe (fytoplankton, litorale krepsdyr, vannplanter, begroingsalger og bunnfauna). For fisk var det kun mulig å analysere et datasett på bestandstetthet for ørret fra 13 innsjøer i dette prosjektet, mens data på artssammensetning av fisk må sammenstilles fra mange datakilder og analyseres i nye prosjekter. Andre egenskaper ved biosamfunn som skal brukes til karakterisering av referansetilstand i hht. Annex V i direktivet, slik som f.eks. biomasse og artsantall, er ikke analysert i dette prosjektet.

Fytoplankton i innsjøer

For fytoplankton er blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima* en mest typiske karakterart for kalkfattige innsjøer. Dette er en ikke-toksinproduserende art, som er vanlig i næringsfattige innsjøer. En del diatomeer er viktige karakterarter for mer kalkrike innsjøer, bl.a. *Asterionella formosa* og også dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*. Dette er arter som vanligvis opptrer i mer næringsrike lokaliteter.

Litorale krepsdyr i innsjøer

Litorale krepsdyr/zooplankton er ikke en obligatorisk organismegruppe for karakterisering av økologisk status i hht. Vanddirektivet, men kan likevel ha stor betydning som indikator på økologisk status. Vi har derfor valgt å ta denne med i analysen av norske vannforekomster. For denne gruppen var det klimatisk region og geologi (kalkinnhold/humus) som hadde betydning for artssammensetningen. Typiske arter for små, grunne skogssjøer med mye humus eller høyt kalkinnhold er hoppekrepsene *Thermocyclops oithonoides*, *Mesocyclops leuckarti*, og *Heterocope appendiculata*, samt vannloppen *Diaphanosoma brachyurum*, mens typiske arter i den andre vanntypekategorien: kalkfattige, svært små, grunne fjellsjøer, er hoppekrepsene *Mixodiaptomus laciniatus* og *Arctodiaptomus laticeps*.

Vannplanter i innsjøer

For vannplanter var de mest typiske artene i kalkrike klarvannssjøer *Myriophyllum sibiricum*, *Potamogeton praelongus*, *Ranunculus confervacea*. Kransalger og kortskuddsplanter hadde generelt større betydning i de kalkrike klarvannssjøene enn i de kalkfattige humussjøene. Typiske arter i de kalkfattige humussjøene er *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus* (krypsiv), *Utricularia minor* (småblærerot) og *Nymphaea alba* (hvit nøkkerose).

Litoral bunnfauna i innsjøer

For litoral bunnfauna i innsjøer var materialet for lite (15 innsjøer) til å gi signifikant forskjellige vanntyper, men det var likevel en tendens til forskjeller i artssammensetningen mellom skogssjøer og fjellsjøer.

Fisk i innsjøer

Datamaterialet for bestandstetthet av ørret ga ingen signifikante forskjeller mellom de innsjøtypene som var representert i materialet, der alle data var fra kalkfattige lokaliteter i skog eller fjellområder. Selv om det trolig finnes en sammenheng mellom bestandsstørrelse og klimaregion, vil dette ikke kunne påvises statistisk, før man kan teste fiskebestander fra et større antall innsjøer fra forskjellige geografiske regioner og med forskjellig areal og dybdeforhold. Generelt er det kjent at karpfiskarter er typiske i kalkrike lavlandssjøer på Østlandet, mens abbor er vanlig i humusvann og ørret og annen laksefisk i kalkfattige skog og fjellsjøer, men dette er for grovt til å kunne brukes til å fastsette økologisk status mht. fiskesamfunn. Nærmere analyser av eksisterende data, samt evt. innsamling av

mer data, kombinert med modeller og litteraturstudier er nødvendig for å kunne gi en tilfredsstillende beskrivelse av referansetilstand for fiskesamfunn. Her kan også fysiologiske parametre/biomarkører vurderes brukt i det videre karakteriseringsarbeidet (særlig i forhold til forurengning og miljøgifter).

Begroingsalger i elver

Artssammensetning av begroingsalger viste tydelige forskjeller mellom kalkrike og kalkfattige elvetyper. Diatomeene (kiselalgen) har større relativ betydning i de kalkrike typene. Den eneste brunalgen som er registrert i ferskvann i Norge, *Heribaudiella fluviatilis*, finnes bare i den kalkrike elvetyper. Rødalgen er både representert i den kalkrike og den kalkfattige typen. Før vi kan plassere disse må det gjøres en kartlegging av artsinventaret i norske elvetyper basert på nyere kunnskap om systematikken innen rødalger. Cynaobakterier (blågrønnalger) og grønnalger er omtrent likt representert i de to elvetyper, men det er klare forskjeller i artsinnhold. Eksempler på vanlige cyanobakterier i kalkrike elver er *Tolypothrix sawizii*, *T. distorta* og representanter for slekten *Nostoc*. I kalkfattige referanseelver er slekten *Stigonema* meget utbredt og *S. mammosum* er vanligste art. Typiske representanter for grønnalger i kalkrike elver er *Ulothrix zonata*, *Microspora amoena* og arter innen slekten *Spirogyra*. I kalkfattige lokaliteter er arter innen slektene *Penium*, *Klebsormidium* og *Zygnema* vanlige. Materialet omfatter så langt ikke data fra lokaliteter i fjellområder, noe som ekskluderte muligheten til å undersøke om referansetilstand for begroingsalger er forskjellig i fjellelver kontra elver i lavereliggende områder. Slike data bør innhentes i det videre karakteriseringsarbeidet, da nyere undersøkelser viser økt mengde begroingsalger i slike områder.

Bunnfauna i elver

Bunnfaunaen i elver hadde forskjellig artssammensetning i små elver kontra større elver. Vårfluen *Glossosoma intermedia* og døgnfluen *Ephemerella aurivilli* ble funnet å være typiske karakterarter for større elver, mens steinfluer og flimmermark generelt hadde større betydning i de små elvene. Materialet omfatter ingen lokaliteter fra kalkrike elvetyper, men slike data bør innhentes/sammenstilles og analyseres i det videre karakteriseringsarbeidet for bunnfauna i elver. Også artsantall og individtetthet må testes i nye analyser av bunnfauna i ulike elvetyper, dersom det skal være mulig å angi en mer komplett beskrivelse av referansetilstanden for denne organismegruppen.

Forslag til referansenettverk

Basert på sammenstilling av overvåkingsdata for innsjøer og fjerning av klart påvirkete lokaliteter, ble ca. 500 innsjøer funnet å være aktuelle kandidater i et referansenettverk. For elver ble ca. 50 vassdrag/sidevassdrag foreslått som aktuelle kandidater, etter fjerning av klart påvirkede vassdrag blant de som er foreslått/vurdert i forbindelse med forslag til overvåking av biologisk mangfold. For enkelte vassdrag er det også gjort en nærmere vurdering av hvilke deler av vassdraget som kan forventes å være lite påvirket. De aktuelle lokalitetene ble sortert etter kategorier av kalkinnhold og humusinnhold, og plottet på kart for å vise den geografiske fordelingen av de aktuelle referanselokalitetene, samt deres tilhørighet til geologisk vanntype (kalkrik, kalkfattig eller humøs). For å kunne velge ut faktiske referanselokaliteter fra denne listen må data om geologi, størrelse og klimaregion sammenstilles, slik at disse kan grupperes på de ulike vanntypene som er foreslått for elver og innsjøer. Dernest må eksisterende data om de biologiske og fysiske-kjemiske forholdene i disse lokalitetene kombinert med modellbetraktninger og informasjon om forholdene i nedbørfeltet brukes for å teste om de angitte innsjøene og elvene faktisk er i referansetilstand.

Gjenstående arbeid

En lang rekke arbeidsoppgaver gjenstår før Norge har utviklet en komplett typologi med tilhørende beskrivelse av referansetilstand for alle vanntypene. En liste med aktuelle arbeidsoppgaver er angitt

bakerst i rapporten. Av særlig betydning er innhenting/estimering av basisdata (f.eks. dybde, humusinnhold mm.), som kan bedre utnyttelsen av eksisterende datagrunnlag på biologisiden.

Summary

Title: Preliminary typology system for Norwegian lakes and rivers; and system for characterisation of reference conditions and proposal for a network of reference sites.

Year: 2003

Authors: Anne Lyche Solheim, Tom Andersen, Pål Brettum, Lars Erikstad (NINA), Arne Fjellheim (LFI, Stavanger museum), Gunnar Halvorsen (NINA), Trygve Hesthagen (NINA), Eli-Anne Lindstrøm, Marit Mjelde, Gunnar Raddum (LFI, Univ. i Bergen), Tuomo Saloranta, Ann-Kristin Schartau (NINA), Torulv Tjomsland and Bjørn Walseng (NINA)

Source: Norwegian Institute for Water Research, Report no. 4634, ISBN No.: ISBN 82-577-4296-1

Objective and organisation of the project

The aim of this project is to develop a preliminary system to define ecologically different types of lakes and rivers, and characterise their reference conditions. This is one of the first steps of implementing the EU Water Framework Directive in Norway. A supplementary objective is to identify lakes and rivers to be included in a network of reference sites.

The project is funded and managed by national Norwegian Environmental Authorities, headed by the Norwegian Pollution Control Authority. It is undertaken by a consortium consisting of the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) and the Laboratory for Freshwater Ecology and Inland Fisheries at the University of Bergen (LFI).

Proposal for lake and river types

Ut fra kombinasjonen av de obligatoriske typifiseringskriteriene lengde- og breddegrad (geografisk region, foreløpig uttrykt ved helningsgrad for hovednedbørfelt) foreslås 4 økoregioner (Østlandet, Vestlandet, Nord-Norge og Finnmark). Innenfor hver av disse regionene er vanntypene definert ut fra høyde over havet (uttrykt som lavland, skog eller fjell), størrelse (fire kategorier) og geologi (uttrykt ved kalkinnhold og humusinnhold). Dette gir 21 forskjellige innsjøtyper (> 0.5 km²) og 27 forskjellige elvetyper innenfor hver økoregion. 14 av disse innsjøtypene bør prioriteres i det videre karakteriserings-arbeidet, da disse innsjøtypene er prioritert av den nordisk arbeidsgruppen, og dessuten omfatter det store flertallet av norske innsjøer. Ut fra en ekspertvurdering kom den nordiske arbeidsgruppen fram til at 8 av de 27 elvetyperne burde prioriteres i det videre arbeidet, da de er ansett som vanlige elvetyper i minst to av de nordiske landene.

Since typology system A referred to in Annex II of the Water Framework Directive does not adequately reflect Norwegian ecoregions, the more flexible system B was applied to develop the Norwegian typology system. Based upon the obligatory typology criteria latitude, longitude ("ecoregion", hitherto expressed as main catchment slope), four main "ecoregions" is identified: Eastern Norway, Western Norway, Northern Norway and Finnmark (the northernmost county). Within each of these "ecoregions" the different water body types are differentiated according to altitude (expressed as lowland, boreal and highland), size (four categories) and geology (expressed as calcium

and humic content in the water bodies). These criteria are the basis for the preliminary list of lake and river types which was elaborated in collaboration with other Sweden and Finland. The number of Norwegian lakes present in each of the proposed lake types was estimated using Norwegian monitoring data. After removal of non-existing lake types the list consists of 21 types within each "ecoregion", including only lakes with surface area $> 0.5 \text{ km}^2$. The large majority of Norwegian lakes $> 0.5 \text{ km}^2$ is represented by 14 of these types, including all the lake types that were considered common and thus given high priority by the other Nordic countries. All the identified lake types should be differentiated into depth categories. Access to sufficient depth data is necessary to assess the number of lakes within each depth category. For rivers the list consists of 27 types within each "ecoregion", before splitting into slope categories. Eight of these are given high priority by the Nordic expert group. The number of rivers belonging to the different river types could not be estimated due to lack of a representative monitoring programme on river stretches.

The natural biological variation within and between the types was analysed using statistical correspondance analysis of biological data collected from the participating institutions to check whether the proposed lake and river types were significantly different from each other. Only data from sites assumed to be in reference conditions were used in the analysis. The data comprised approximately 500 sites, out of which 130 were river sites and the rest was lake sites. Most of the lake and river types given high priority by the Nordic expert group were included in the dataset, with the exception of some highland lake and river types, and some humic types. The number of sites in each type was low for many types, contributing to high uncertainty in the results of the statistical analyses.

The analyses showed clearly that geology (calcium and humic content) was the main criterion to explain the biological variation in the data on species composition for most of the biological elements (phytoplankton, benthic algae, macrophytes and litoral crustaceans). If the border between calcareous and siliceous geology had been set at a lower calcium-level (2 mg Ca/L instead of 4 mg Ca/L), the geology of the water bodies would also have had significant impact on the benthic fauna and the fish. Climatic region, size and depth had mostly insignificant impact on the species composition for most of the biological elements, but this could be due to limitations in the datasets collected. Thus further analysis of a larger data set is necessary before it is possible to lump or split the proposed lake or river types into fewer or additional types according to these criteria.

Reference conditions for the proposed lake and river types

The correspondance analysis produced lists of species typical for the lake and river types, which were found to be significantly different according to their biological elements. Due to time and budget constraints only the species composition was analysed in this project. However, biomass or species number is also required to obtain a more complete characterisation of the reference conditions in each lake and river type.

The blue-green algae *Merismopedia tenuissima*, is the most typical phytoplankton indicator species for siliceous lake types. For calcareous lake types the most important indicator species are the diatoms *Asterionella formosa* and *Stephanodiscus hantzschii*, and the large dinoflagellate *Ceratium hirundinella*, which are well known to occur in more nutrient rich localities.

The litoral crustaceans were significantly different in calcareous or humic lakes in the boreal zone versus in siliceous mountain lakes. In the former lake type the copepods *Thermocyclops oithonoides*, *Mesocyclops leuckarti* and *Heterocope appendiculata*, as well as the cladoceran *Diaphanosoma brachyurum*, were the most typical species. In the latter lake type the copepods *Mixodiaptomus laciniatus* and *Arctodiaptomus laticeps* were the most typical.

The most typical macrophytes in clear calcareous lakes are *Myriophyllum sibiricum*, *Potamogeton praelongus* and *Ranunculus confervacea*, as well as characeans and isoëtids. The typical macrophytes

in siliceous humic lakes are *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus*, *Utricularia minor* and *Nymphaea alba*.

For litoral benthic fauna in lakes the data were insufficient to provide sufficient evidence of significantly different lake types, although there was a weak tendency for differences in the species composition in boreal lakes versus highland lakes.

The same problem was recognised in the analysis of the population density data for fish (brown trout) collected from siliceous lakes in boreal or highland areas. No significant difference was found between lake types in the two different climatic regions. Further analysis of a larger data set, supplemented with model predictions and literature data are necessary to outline the reference conditions for fish in different lake types.

For benthic algae in rivers the species composition was significantly different in calcareous versus siliceous river types. In calcareous rivers the diatoms were more important in the benthic flora along with the only brown algae registered in Norway, *Heribaudiella fluviatilis*. Red algae are common in both types, but a revision based on new taxonomic knowledge about red algae is necessary before they can be separated in calcareous versus siliceous species. Cyanobacteria (blue green algae) and green algae are equally frequent in the two river types, but species composition is clearly different. Common cyanobacteria in calcareous rivers are *Tolypothrix sawizii*, *T. distora* and species within the genus *Nostoc*. The genus *Stigonema* is very typical for siliceous river types. Within green algae *Ulothrix zonata* and *Microspora amoena* are typical representatives for calcareous rivers, while the genera *Penium*, *Klebshormidium* and *Zygnema* are common in reference rivers of the siliceous type. Further analyses should include datasets from highland rivers in order to assess the importance of climate for the reference conditions of benthic algae in rivers.

Benthic invertebrates in rivers had significantly different species composition in small siliceous rivers versus larger siliceous rivers. The caddisfly species *Glossosoma intermedia* and the mayfly species *Ephemerella aurivilli* were found to be good indicators for larger rivers, while stonefly species in general were more important in smaller rivers. Further analysis should also include data from calcareous rivers, which were lacking in the present work.

Proposal for a network of reference sites

After removal of clearly polluted lakes from a large lake monitoring data set, approx. 500 lakes were selected as potential candidates for a network of reference sites to be used in the further characterisation work in Norway. For rivers approx. 50 watercourses, which were assumed to be only minimally impacted by human activities, were selected from a list of watersheds to be used for biodiversity monitoring in Norway. The potential reference sites were sorted according to presumed or measured calcium or humic content, and plotted on maps to show their geographic distribution, as well as their geological type. This list of potential sites should be supplied with data on size and climatic region, allowing grouping of sites into the proposed lake and river types, as well as supplied with other biological and physico-chemical data and pressure data, in order to check whether the sites actually can be used as reference sites.

Remaining work

A series of tasks remain to be done in order to obtain a complete typology of lakes and rivers in Norway, including characterisation of reference conditions in each type. A list of such tasks are presented and discussed.

1. Innledning

Rammedirektivet for Vann (EU 2000), heretter kalt Vanndirektivet, krever en inndeling av overflatevann i et avgrenset antall typer i hht. artikkel 5 og anneks II. Referansetilstand (naturtilstand) skal fastsettes for hver type som grunnlag for en klassifisering av økologisk status i vannforekomstene. Hensikten med typifiseringen er å få et begrenset og håndterbart antall referansetyper, der den naturlige variasjonen innen hver vanntype er mindre enn variasjonen mellom typer. En av EUs arbeidsgrupper for implementering av Vanndirektivet (kalt REFCOND-gruppen) har utarbeidet retningslinjer for typifisering, fastsetting av referansetilstand og klassifisering av økologisk status, der dette nærmere spesifisert (Wallin et al. 2002).

Typifiseringen kan gjøres i hht. ett av to mulige systemer: System A eller B. I system A er Europa delt inn i faste økoregioner i hht. Illies' biogeografiske system. Innenfor hver av disse regionene skal vannforekomstene deles inn i typer i hht. et sett med obligatoriske typifiseringskriterier: høyde over havet, geologi, størrelse og dybde (kun innsjøer). I system A er grensene mellom de ulike vanntypene angitt for hvert av disse typifiseringskriteriene. I system B kan landene selv velge regioninndeling og grenseverdier mellom typifiseringskriteriene, men det er de samme obligatoriske kriteriene som skal brukes: geografisk beliggenhet (lengde- og breddegrad, høyde over havet), geologi, størrelse, og dybde (kun innsjøer). System B kan brukes dersom det gir samme eller bedre presisjon i angivelsen av referansetilstanden innen hver vanntype som man ville fått med system A. Uansett hvilket system som velges er målet å finne en kombinasjon av fysisk-kjemiske faktorer som gir så økologisk meningsfylte vanntyper som mulig, der variabiliteten innen hver type er mindre enn variabiliteten mellom typer.

Dersom typologien skal bli håndterbar i forvaltningen av nedbørfeltdistriktene, må antall vanntyper ikke bli urimelig høyt. Det kan derfor bli nødvendig å finne fram til kompromissløsninger som ivaretar hensynet til praktisk forvaltning, samtidig som man ivaretar minstekravet til statistisk presisjon i beskrivelsen av de ulike vanntypene.

I henhold til direktivets Annex V skal referansetilstanden (naturtilstanden) i hver vanntype karakteriseres ut fra biologiske, kjemiske og hydromorfologiske elementer. Denne karakteriseringen av hver vanntype danner basis for klassifiseringen av økologisk status. Også til interkalibreringen av klassifikasjonssystemer for bestemmelse av økologisk status er det nødvendig å definere vanntyper, da direktivet krever at interkalibreringen skal baseres på data fra minst to lokaliteter på grensen mellom høy og god status, og to lokaliteter på grensen mellom god og moderat status (tiltaksgrensen) **for hver vanntype** innen hver økoregion.

Norge har innledet samarbeid med andre nordiske land for å finne fram til felles typologi for Norden, som kan brukes i interkalibreringsarbeidet, samt til identifisering av referansetilstand for de forskjellige vanntypene. Etter to nordiske arbeidsseminarer (i Oslo i juni og i Stockholm i oktober 2002) har Norge, Sverige og Finland i fellesskap kommet fram til et forslag til et begrenset antall vanntyper for innsjøer og elver, som danner et godt grunnlag for utvikling av den norske typologien.

Denne rapporten representerer første ledd i karakteriseringen av vannforekomster i hht. retningslinjer i Annex II i Vanndirektivet, som er nærmere utdypet i REFCOND-guidance (Wallin et al. 2002). Rapporten inneholder forslag til typeinndeling av innsjøer og elver i Norge, samt en oversikt over antall lokaliteter av hver type (kun innsjøer). Rapporten gir også en foreløpig oversikt over referansetilstanden i et begrenset antall statistisk signifikant forskjellige vanntyper, mht. typisk artssammensetning for de fleste biologiske organismegruppene som er angitt i Annex V i direktivet. I siste del av rapporten presenteres aktuelle innsjøer og elver, basert på eksisterende overvåking og undersøkelser, som kan inngå i et referansenettverk for vanntypene. Muligheter og begrensninger som finnes for å komme fram til et faglige forsvarlig typologisystem for Norge er forsøkt synliggjort.

2. Mål

Målet for dette prosjektet har vært å utarbeide et forslag til typologi for elver og innsjøer i Norge med tilhørende referansetilstand for hver vanntype. Et delmål har vært å foreslå konkrete elver og innsjøer som kan inngå i et nettverk av referanselokaliteter. Dette skal kunne brukes i karakteriseringsarbeidet som grunnlag til å fastsette dagens økologiske status.

3. Metoder, inkludert diskusjon av metodene

3.1 Typifiseringskriterier

I hht. system A inngår hele Norge i én økoregion ("Borealic uplands"), unntatt Østfold og sørlige deler av Hedmark, som kommer i 2 andre økoregioner (hhv. "Central plains" og "Fennoscandian shield", se Annex XI i Vanddirektivet). Systemet stemmer dårlig med de faktiske klimatiske og biogeografiske forholdene i Norge. I samråd med styringsgruppen ble det derfor bestemt at Norge velger å bruke system B til typifiseringen av norske vannforekomster. De kriteriene som skal brukes til typeinndelingen er: Geografiske regioner (dvs. lengde- og breddegrad), klima, geologi, størrelse, samt dybde for innsjøer, og helningsgrad (korrelert til substrat), samt andel innsjøer i nedbørfeltet for elver (**Tabell 1**).

Kriteriene for typeinndeling er av tre hovedtyper:

- Kriterier som lar seg beregne direkte fra eksisterende data, hovedsakelig digitale kartdata. Eksempler på dette er størrelse på innsjøer, høyde over havet.
- Kriterier som må måles. Eksempler på dette er kjemiske forhold i innsjøen og dybde. Begrensingen i datamaterialet begrenser hvor godt og detaljert typifiseringen kan gjøres.
- Kriteriene kan modelleres som erstatning for manglende målinger, f.eks. beregning av sannsynlig middeldyp i sjøer ut fra deres størrelse eller ut fra topografien i terrenget rundt innsjøen. En slik modellering blir ikke bedre enn de antagelsene som ligger til grunn, men kan være en aktuell metode inntil målte dybde data foreligger.

Inndelingen av de geografiske regionene er foreløpig basert på en vurdering av hovednedbørfeltene i NVEs register over nedbørfelt (REGINE), og terrengforholdene innen disse. Terrengforholdene er uttrykt ved gjennomsnittlig helningsgrad eller skråning, beregnet som skråningssum per arealenhet i nedbørfeltet. Dette er et uttrykk for den totale mengde skråning i feltet, og er egnet til å skille mellom Øst-, Vest- og Nord-Norge. Detaljeringsgraden for denne regionaliseringen bør diskuteres videre og ses i sammenheng med biogeografiske regioner for limnofauna og flora, for å finne ut om det er samsvar mellom biologiske utbredelsesmønstre og de geografiske regionene. De geografiske regionene bør også være sammenfallende med de endelige nedbørfeltdistriktene slik at hver region omfatter ett eller flere nedbørfeltdistrikter (se Aagaard et al. 2001).

Pga. Norges og de andre nordiske landenes utstrekning og store klimatiske variasjoner, er det lite hensiktsmessig å bruke høyde over havet som kriterium for inndeling av vann typer (tregrensen går ned mot havet i Nord-Norge). Den biologiske variasjonen i våre innsjøer og elver vil sannsynligvis være bedre korrelert til følgende klimatiske regioner innen hver økoregion:

- områder under marine grense (lavland),
- områder mellom marine grense og tregrensen (boreale områder), og
- områder over tregrensen (fjellområder).

Vi har derfor valgt denne inndelingen i det videre arbeidet. Denne vurderingen er også akseptert av Sverige og Finland i det nordiske samarbeidet.

Geologien er delt inn etter vannkjemiske kriterier istedenfor etter geologien i nedbørfeltet. Dette er gjort fordi det er vannkjemien som er avgjørende for de biologiske forholdene, og fordi vannkjemien reflekterer både berggrunnsgeologien og løsmassegeologien i nedbørfeltet. De vannkjemiske parametrene som er valgt er kalsium (subsidiært alkalitet), og TOC (subsidiært farge). Disse parametrene antas å reflektere de tre hovedkategoriene av geologi som er angitt i system A: kalkholdig, silikat-dominert eller humusholdig. Ut fra erfaringene med sur nedbørovervåkingen er grensen mellom silikat-dominert (dvs. "sure bergarter" som granitter og gneiser, og løsmasser dannet av slike bergarter) og kalkholdig vann foreløpig satt ved en grense på 4 mg Ca/L eller 0,2 mekv/L alkalitet. Grensen for humusholdig vann er foreløpig satt ved 5 mg TOC/L eller farge på 30 mg Pt/L. Disse grensene er også diskutert og akseptert av de andre nordiske landene, men bør revurderes etter nærmere analyse av den biologiske responsen for ulike organismegrupper (biologiske elementer) langs disse to vannkjemiske gradientene. Dette gjelder særlig med tanke på opprettelse av en evt. 3. kalsiumkategori (f.eks. <1-2 mg Ca/L), som kan være viktig for flere organismegrupper (se resultatkapitlet).

Når det gjelder størrelse på innsjøer, så har vi brukt resultatet fra diskusjonene med de andre nordiske landene, som var basert på finske data på vannplanter. Dette bør muligens revideres etter testing med egne biologiske data. For elver har vi valgt å bruke den samme størrelsesinndelingen som angitt i system A i direktivet. Den største kategorien (nedbørfelt > 10 000 km²) er utelatt. Begrunnelsen er at det er vanskelig å finne sammenlignbare nedbørfelt av denne størrelse i Norden. For Norge kan det likevel være viktig å beholde denne kategorien, da våre største nedbørfelt kan ha andre biologiske forhold og dermed en annen referansetilstand enn de som er mindre.

For dybde i innsjøer er også inndelingen i system A valgt, da den antas å gi en rimelig god inndeling i sjiktede og usjiktede innsjøer (< 3 m middeldyp) og i grunne sjiktede og dype sjiktede innsjøer (>15m middeldyp). Pga. ufullstendige dybdedata er det vanskelig å sjekke hvordan alle norske innsjøer fordeler seg på disse dybdekategoriene. Vi har imidlertid brukt eksisterende dybdedata i valideringen av dybdekategoriene, for å teste betydningen av dybde for referansetilstanden. I det videre karakteriseringsarbeidet bør alle dybdedata sammenstilles for å avdekke manglende data, og kunne planlegge innhenting av disse. Dybdedata er nødvendig også for flere andre Vanddirektiv-oppgaver, som f.eks. kvantifisering av miljømålet om god status.

Tabell 1. Inndelingskriterier for innsjø- og elvetyper i Norge

Geografisk region "Økoregion"	Helningsgrad for nedbørfelt (Østlandet, Vestlandet, Nord-Norge unntatt Finnmark, Finnmark)
Klimatisk region (breddegrad, høyde)	L = under marine grense (Lavland) B = boreal (skogsområder) H = over (eller nord for) tregrensen (Høyland, fjell)
Geologi	C = kalkholdig (Ca > 4 mg/L, alk. > 0.2 mekv/L) S = silikat-dominert, kalkfattig (Ca < 4 mg/L, alk. < 0.2 mekv/L) P = humus, Peat (TOC > 5 mg/L, farge > 30 mgPt/L og kalkfattig) CP = kalkholdig humusvann (Ca > 4 mg/L, alk > 0.2 mekv/L, TOC > 5 mg/L, farge > 30 mg Pt/L)
Størrelse ² (elver, nedbørfelt)	Små: < 100 km ² Middels: 100-1000 km ² Store: > 1000 km ²
Størrelse (innsjøer)	svært små: 0.02-0.5 km ² små: 0.5-5 km ² middels: 5-40 km ² store: > 40 km ²
Dyp (innsjøer)	svært grunne: < 3m middeldyp grunne: 3-15 m middeldyp dype: > 15 m middeldyp
Helningsgrad (substrat) ¹ (elvestrekning)	Hurtigrennende (stein og grus-substrat): Midlere strømhastighet >0.5 m/s (??) Sakteflytende (sand, silt og leir-substrat): Midlere strømhastighet <0.5 m/s (??)
Andel innsjøer i nedbørfeltet ¹ (elver)	liten andel: < 15% ? (grensen er ikke testet mot data) stor andel: > 15% (trolig svært få og svært små nedbørfelt)

¹ Foreløpig ikke brukt ved typifiseringen pga. manglende data.

3.2 Inndeling i "økoregioner" og klimaregioner

Som nevnt i avsnitt 3.1 er helningsgrad for hele nedbørfelt benyttet som grunnlag for inndelingen i "økoregioner". Da helningsgraden er et uttrykk for topografien i området, vil denne kunne brukes til å skille mellom f.eks. typiske Østlandsvassdrag og Vestlandsvassdrag. Helningsgraden, uttrykt ved gjennomsnittlig skråning av nedbørfeltet, er beregnet for alle hovednedbørfeltene i NVEs database: Register over Nebørfelt (REGINE).

Høyde (klima)-kriteriet som er anvendt i det nordiske arbeidet er definert i tre soner som er kalt "Høyland", "Boreal" og "Lavland", definert henholdsvis som områder over tregrensen, områder mellom skoggrensen og marin grense samt områder under marin grense. Det kan innvendes mot denne inndelingen at de to første sonene i hovedsak er klimatisk betinget, mens marin grense reflekterer et over 10000 år gammelt havnivå som i hovedsak har relevans for vannforekomstenes kjemi. Imidlertid vil områder under marin grense også være de områder som ligger nærmest havnivå og dermed også inneholder et klimatisk element. Både tregrensen og marin grense er grenser som varierer i høyde i

ulike deler av landet. Marin grense ble derfor digitalisert fra en enkel figur (Moen 1998) og interpolert til en landsdekkende flate. De områder der terrenget var lavere enn denne flaten ble definert som områder under marin grense, dvs. "Lavland". Tilsvarende ble en tregrenseflate beregnet ut fra en serie enkeltpunkter over hele landet, valgt ut i grensesonen mellom skoglaget på kartbasen N250 og snaufjell. "Høyland" ble definert som områder i terrenget som var høyere enn denne flaten, og "Boreal" som områdene mellom denne og "Lavland". Prosedyren gir tilstrekkelig nøyaktighet for nasjonale oversikter, men senere bør denne klassifiseringen gjøres mer lokalt/regionalt med noe større nøyaktighet.

Kartanalysen er i hovedsak gjort som enkle overlay-analyser i GIS programvaren ArcView 3.2 inkludert modulen Spatial analyst.

3.3 Validering av vanntyper vha. fysisk/kjemiske data

For å beregne hvor mange innsjøer som finnes av hver type, mht. klima, størrelse og geologi er eksisterende digitale kartdata i Statens kartserie N250 brukt sammen med den landsdekkende høydedatabasen med 100x100 meters oppløsning.

Kombinasjon av alle inndelingskriteriene for innsjøer i **Tabell 1** vil gi maksimalt 144 innsjøtyper i hver økoregion (3 klimaregioner, 4 geologiske/vannkjemiske typer, 4 størrelseskategorier og 3 dybdekategorier). Da vi ikke har datagrunnlag for å teste dybdekategoriene blir det maksimale antallet innsjøtyper 48 (3 klimaregioner, 4 geologiske/vannkjemiske typer og 4 størrelseskategorier). I det nordiske samarbeidet ble flere av disse teoretisk mulige innsjøtypene fjernet ut fra ekspertskjønn og senere validert med fysisk-kjemiske innsjødatabaser fra Sverige og Finland. For å finne ut hvilke av de teoretisk mulige innsjøtypene som faktisk finnes i Norge, og hvor mange innsjøer vi har av hver type, ble følgende prosedyre benyttet:

1. Fordelingen av innsjøene i N250 kartbasen på alle de definerte klimaregionene og størrelseskategoriene i **Tabell 1** ble sammenlignet med tilsvarende fordeling av innsjøene i NIVAs database fra Regional innsjøundersøkelse 1995 (Skjelkvåle et al 1996), heretter kalt (1000-sjøers databasen).
2. Et forholdstall ble beregnet mellom antall innsjøer i en klima og størrelses-kategori i 1000-sjøers databasen og antall innsjøer i N250-kartbasen i samme kategori (f. eks. første rad i **Tabell 2a** er $5117:78 = 65,6$).
3. Totalt antall innsjøer i hver av de 4 geologiske kategoriene innen hver klima- og størrelseskategori ble estimert ved å multiplisere antallet innsjøer av hver type i 1000-sjøers-databasen med det aktuelle forholdstallet for hver klima- og størrelseskategori. Dette gjøres ut fra antagelsen om at fordelingen av de 4 geologiske kategoriene i 1000-sjøers databasen er representativ for det totale antall innsjøer innen hver klima- og størrelseskategori. Denne antagelsen diskuteres nærmere under resultatdelen av rapporten.

Tabell 2. Frekvensfordelingen av innsjøer i de ulike klimaregionene: lavland, boreal og høyland og størrelseskategorier for 1000 sjøers undersøkelsen sammenlignet med alle innsjøene i N250 kartbasen. Forholdstallet brukes for å kunne stipulere hvor mange innsjøer totalt som tilhører hver av de 4 geologiske kategoriene basert på data fra 1000-sjøers undersøkelsen.

a) Alle innsjøer > 0.02 km²

	Alle > 0,02km ²		1000 sjøer		Forholdstall (alle: 1000sjøer)
	Antall	%	antall	%	
Lavland, svært små	5117	8,3	78	7,8	65,6
Lavland, små	627	1,0	34	3,4	18,4
Lavland, middels store	85	0,1	12	1,2	7,1
Lavland, store	10	0,02	5	0,5	2,0
Boreal, svært små	31011	50,3	393	39,1	78,9
Boreal, små	2178	3,5	127	12,6	17,1
Boreal, middels store	217	0,4	22	2,2	9,9
Boreal, store	17	0,03	7	0,7	2,4
Høyland, svært små	21347	34,6	271	27,0	78,8
Høyland, små	986	1,6	52	5,2	19,0
Høyland, middels store	43	0,07	4	0,4	10,8
Høyland, store	1		0		
Sum	61639	100	1005	100	

b) kun innsjøer > 0.5 km²

	Alle > 0,5 km ²		1000 sjøer		Forholdstall (alle: 1000sjøer)
	Antall	%	antall	%	
Lavland, små	627	15,1	34	12,9	18,4
Lavland, middels store	85	2,0	12	4,6	7,1
Lavland, store	10	0,24	5	1,9	2,0
Boreal, små	2178	52,3	127	48,3	17,2
Boreal, middels store	217	5,2	22	8,4	9,9
Boreal, store	17	0,4	7	2,7	2,4
Høyland, små	986	23,7	52	19,8	19,0
Høyland, middels store	43	1,03	4	1,5	10,8
Høyland, store	1	0,02	0	0,00	
Sum	4164	100	263	100	

Tilsvarende metodikk kan ikke benyttes for elver. En av grunnene er at elvene ikke er avgrensede vannforekomster på samme måte som innsjøer. For elver vil det være elvestrekninger med tilnærmet ensartede forhold mht. hydromorfologi og vannkjemi som vil være grunnlaget for avgrensning og karakterisering av vannforekomster ("water bodies"). Dessverre eksisterer det så langt ingen nasjonal kartlegging eller helhetlig representativt elveovervåkingsprogram (à la 1000 sjøers undersøkelsen) som kan brukes som utgangspunkt for typifisering og karakterisering av elver eller elvestrekninger med tilnærmet ensartede forhold. Fysisk-kjemisk validering av de foreslåtte elvetypene har derfor så langt ikke vært mulig innenfor ressurs- og tidsrammen for dette prosjektet.

I forbindelse med andre prosjekter har NINA forsøkt å nærme seg dette problemet basert på analyse av eksisterende kartmateriale. Med tanke på nasjonale analyser er kartmateriale fra N50 tatt i bruk (Erikstad et al. 1998, 1999), mens man i forbindelse med konsekvensanalyser har brukt N5 datasett (økonomisk) kartverk. Ved overordnet karakteristikk av elveløp er også bruk av flyfoto en farbar vei å

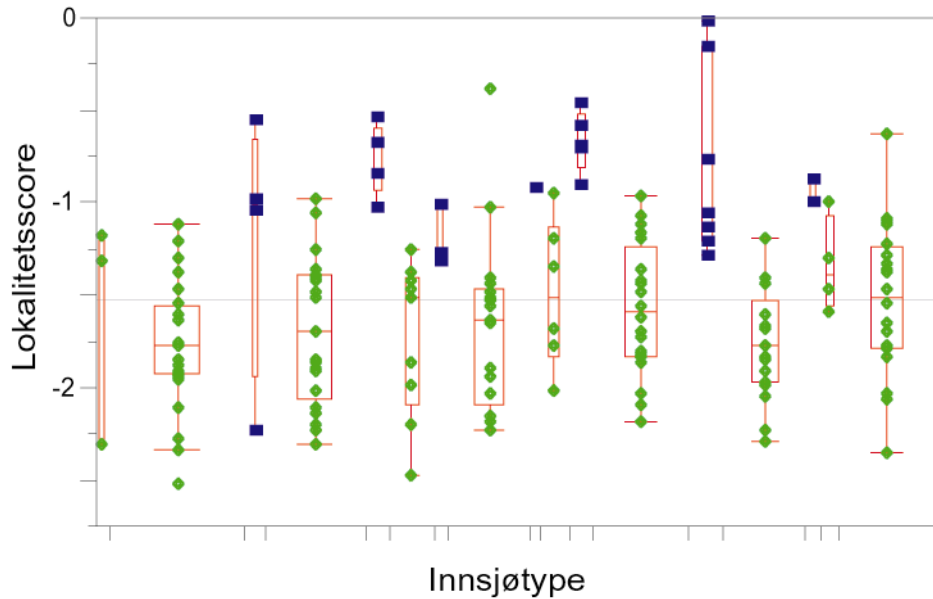
gå (Smith-Meyer 1995). I detaljert skala har SINTEF utviklet en fysisk beskrivende vassdragsmodell som beskriver fysiske forhold og habitatkvalitet i elveløp (Vaskinn 1985, SINTEF 2002). Den europeiske standarden "Hydromorphological characterisation of rivers" bør også kunne brukes i det videre karakteriseringsarbeidet for elver. Dette prosjektet har ikke hatt tilstrekkelig ressurser til å kunne benytte disse metodene til validering av de foreslåtte elvetyper. I det videre karakteriseringsarbeidet bør metodeutvikling for avgrensning av elvestrekninger og fysisk-kjemisk validering av elvetyper prioriteres.

3.4 Validering av vanntyper ut fra biologiske data

Biologiske data om fytoplankton, begroingsalger, litorale krepsdyr, vannplanter, bunnfauna og fisk fra antatte referanselokaliteter ble samlet inn fra forskjellige overvåkingsprogrammer utført av NIVA, NINA og LFI. Avgrensningen av referanselokalitetene ble gjort ut fra ekspertskjønn basert på lokalt kjennskap til menneskelig påvirkning i nedbørfeltene, samt ut fra biomasse/artssammensetning i den enkelte lokalitet.

For å finne ut om biologien er signifikant forskjellig i forskjellige vanntyper må man teste om variasjonen mellom typer er større enn variasjonen innen typer. Dette ble gjort ved å anvende korrespondansanalyse, der enkeltarters forekomst ble vektet ut fra deres indikatorverdi for de aktuelle lokalitetene. Arter som forekommer overalt får vekter nær null, mens arter som aldri opptrer sammen får vekter med motsatt fortegn. Ved å summere de vektete artsforekomstene for hver lokalitet får man en lokalitetsscore. Ved hjelp av enveis variansanalyse (Kruskal-Wallis-test), supplert med en test for multiple sammenligninger (Tukey-Kramer's Honestly Significant Difference test) ble forskjellen mellom hver innsjøtype testet, for å se om signifikante forskjeller kunne påvises. Dette ble gjort ved å beregne lokalitetsscorene for alle lokalitetene i hver innsjøtype og sammenligne disse med scorene fra andre innsjøtyper. Lokalitetsscorene for hver innsjøtype for en gitt organismegruppe kan visualiseres i form av et box-plott som vist i **Figur 1**

Hvis ikke annet er nevnt er det brukt et forkastningsnivå på 5% i de statistiske analysene. Det betyr at når det er påvist forskjeller mellom typer er det en temmelig sterk konklusjon (på 95% signifikansnivå, forutsatt selvfølgelig at data er representative). Dersom det ikke finnes forskjeller er det ikke nødvendigvis en like sterk konklusjon, fordi teststyrken, som angir sannsynlighet for å finne sanne likheter mellom typene, er temmelig lav (fra ca. 10% og oppover). Teststyrken øker med økt antall lokaliteter, med mindre forskjeller mellom typene, med mindre varians, og med økt (mindre strengt) forkastningsnivå. Siden vi ofte har svært få lokaliteter innenfor hver type, er det dermed ofte meget sannsynlig at de aggregerte typene kan inkludere enkelte typer som egentlig kunne være forskjellige fra hverandre; våre tester greier bare ikke påvise dette. Når man har lite antall lokaliteter, kan man altså ikke 'få i både pose og sekk', men må akseptere høyere sannsynlighet for enten å gjøre Type I feil (akseptere H_1 : "forskjell mellom typene" når H_0 : "ingen forskjell mellom typene" faktisk er sann) eller Type II feil (akseptere H_0 : "ingen forskjell mellom typene" når H_1 : "forskjell mellom typene" faktisk er sann). Vi har valgt å fokusere på å unngå Type I feil, da dette vil kunne gi større problemer for forvaltningen (et større antall innsjøtyper der noen av dem egentlig ikke er forskjellige) enn type II feil (enkelte av innsjøtypene burde vært delt inn i flere, noe som kan gjøres så snart man har flere data tilgjengelig). Type II feil kan likevel være viktig å unngå, dersom slike feil kan medføre at den beskrevne referansetilstanden ikke er egnet til å skille ut lokaliteter med økologisk status < god.



Figur 1. Lokaltetscore for alle lokaliteter i hver innsjøtype der det fantes biologiske data for en gitt organismegruppe (fytoplankton er brukt i dette eksemplet). Blå markering indikerer innsjøtyper med høyt kalkinnhold ($\text{Ca} > 4 \text{ mg/L}$), mens grønne innsjøtyper har lavt kalkinnhold ($\text{Ca} < 4 \text{ mg/L}$).

3.5 Beskrivelse av referansetilstand for hver vanntype

Ut fra de økonomiske og tidsmessige begrensningene i prosjektet måtte arbeidet med beskrivelsen av referansetilstand for de validerte vanntypene avgrenses til å beskrive typisk artssammensetning. Andre biologiske forhold som skal brukes til å beskrive referansetilstand, f.eks. total biomasse eller individtetthet, artsantall eller andre uttrykk for biodiversitet, (Annex V i direktivet og REFCOND-guidance (Wallin et al. 2002)) ble derfor ikke tatt med i denne omgang. I videreføringen av prosjektet bør slike forhold også beskrives for alle aktuelle vanntyper, under forutsetning av tilgang på data.

Typisk artssammensetning for hver vanntype er beskrevet på følgende måte: De hyppigst forekommende og/eller mest karakteristiske artene i en gitt organismegruppe for en gitt vanntype er identifisert ut fra den veide relative forekomsten av hver art i hver av de signifikant forskjellige vanntypene. Ved en skalering av de veide relative forekomstene får vi en indeks som direkte kan tolkes som den enkelte arts betydning for den gjennomsnittlige lokalitetsscoren innen en type, uansett om dette skyldes at arten er hyppig forekommende eller om den er sjelden, men har høy indikatorverdi. Dette gir igjen en naturlig sorteringsrekkefølge, der de mest karakteristiske og/eller de hyppigst forekommende artene i den enkelte vanntype står øverst på lista, og de mindre karakteristiske og/eller mindre hyppig forekommende artene står lenger nede. En annen måte å si dette på er at den typiske artslisten for hver vanntype og organismegruppe viser både karakterartene og de vanlige artene i vedkommende type.

3.6 Nettverk av referanselokalteter

For innsjøer ble data fra alle de nasjonale overvåkingsprogrammene sammenstilt (Skjelkvåle et al. 2003), og alle lokaliteter som er klart påvirket av forurensning (forsuring, eutrofiering, miljøgifter) ble fjernet. Følgende kriterier ble brukt for å fjerne påvirkede lokaliteter:

- Tot-P eller klorofyll a klasse IV eller V (SFTs klassifikasjonssystem)
- Overskridelse av tålegrensen for forsuring > 20 $\mu\text{ekv}/\text{m}^2/\text{år}$
- Kontamineringsfaktor for bly > 5 (dvs. forholdet mellom dagens blykonsentrasjon og antatt naturtilstand)

De resterende innsjøene kan være aktuelle kandidater for et nettverk av referanselokaliteter.

For elver finnes ikke tilsvarende datasett som for innsjøer. For å finne aktuelle referanse-elver ble derfor vassdragslisten i DN-utredningen om overvåking av biologisk mangfold i representative vassdragsbiotoper benyttet som utgangspunkt (tabell 4.2 og 10.1 i Brandrud et al. 2000). I et ekspertmøte der forskere fra NIVA, NINA og LFI deltok, ble alle vassdrag som disse forskerne antok enten var regulert, eutrofiert, forsuret eller kalket fjernet fra listen over aktuelle elver. De resterende elvene/vassdragene kan være aktuelle kandidater for et nettverk av referanselokaliteter. Nærmere avgrensning av konkrete elvestrekninger innen disse vassdragene har ikke vært mulig å gjøre innenfor rammene av dette prosjektet.

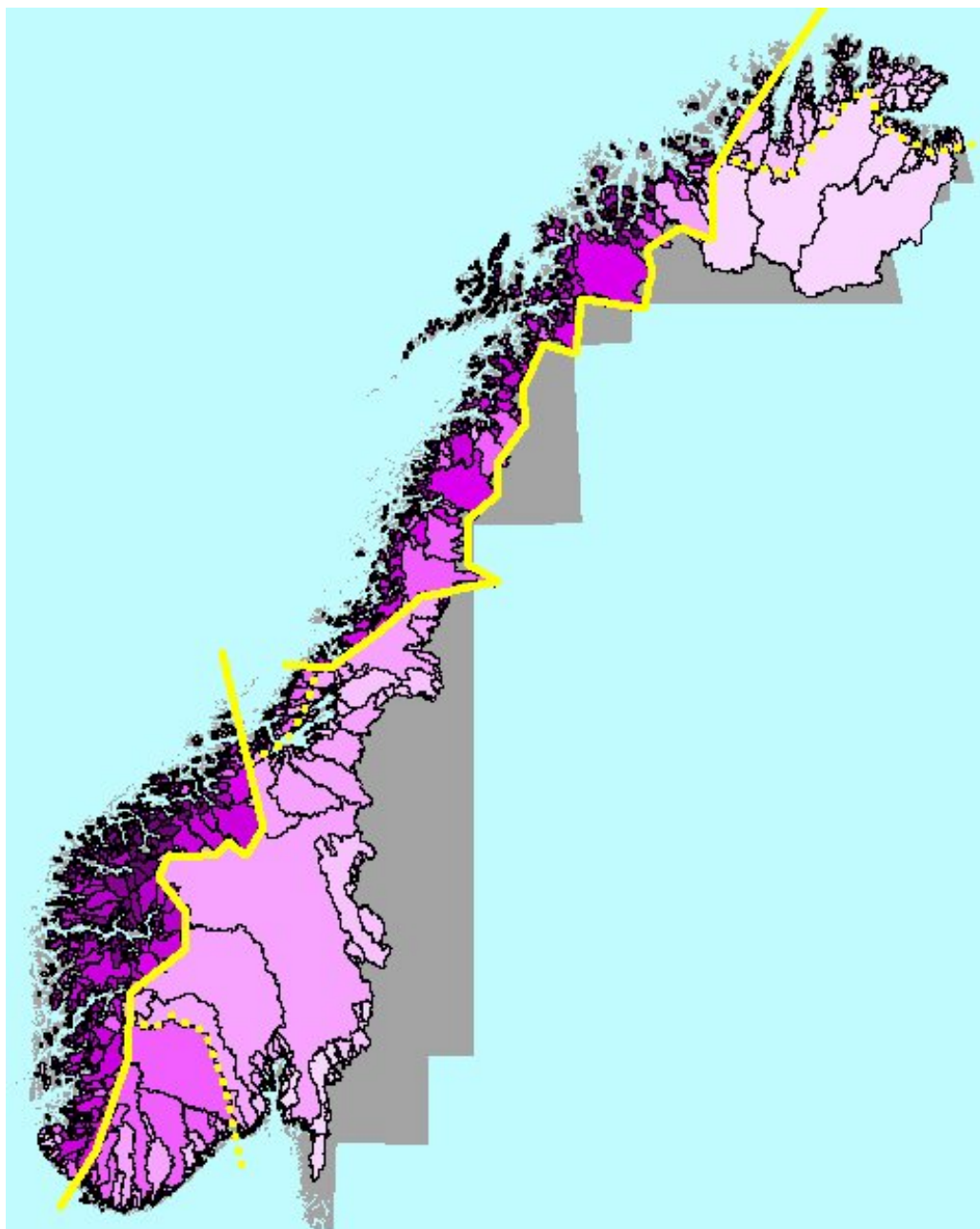
De aktuelle innsjøene og elvene ble sortert etter kalsium og TOC-innhold, som et første skritt på veien til å vise hvordan disse fordeler seg på de ulike vannkjemiske/geologiske typifiseringskriteriene. I videreføringen av prosjektet må disse også sorteres etter de andre typifiseringskriteriene, slik at antall lokaliteter av hver vanntype kan presenteres, og evt. manglende vanntyper identifiseres. Den geografiske fordelingen av de utvalgte lokalitetene ble plottet på kart vha. GIS -teknikk (ArcView). For innsjøene er fordelingen vist i forhold til de foreslåtte nedbørfeltdistriktene (Aagaard et al. 2001).

For å verifisere at de angitte innsjøene og elvene faktisk er i referansetilstand må man i videreføringen av prosjektet bruke eksisterende data om de biologiske og fysisk-kjemiske forholdene i disse lokalitetene kombinert med modellbetraktninger og informasjon om forholdene i nedbørfeltet (se REFCOND guidance, Wallin et al. 2002).

4. Resultater

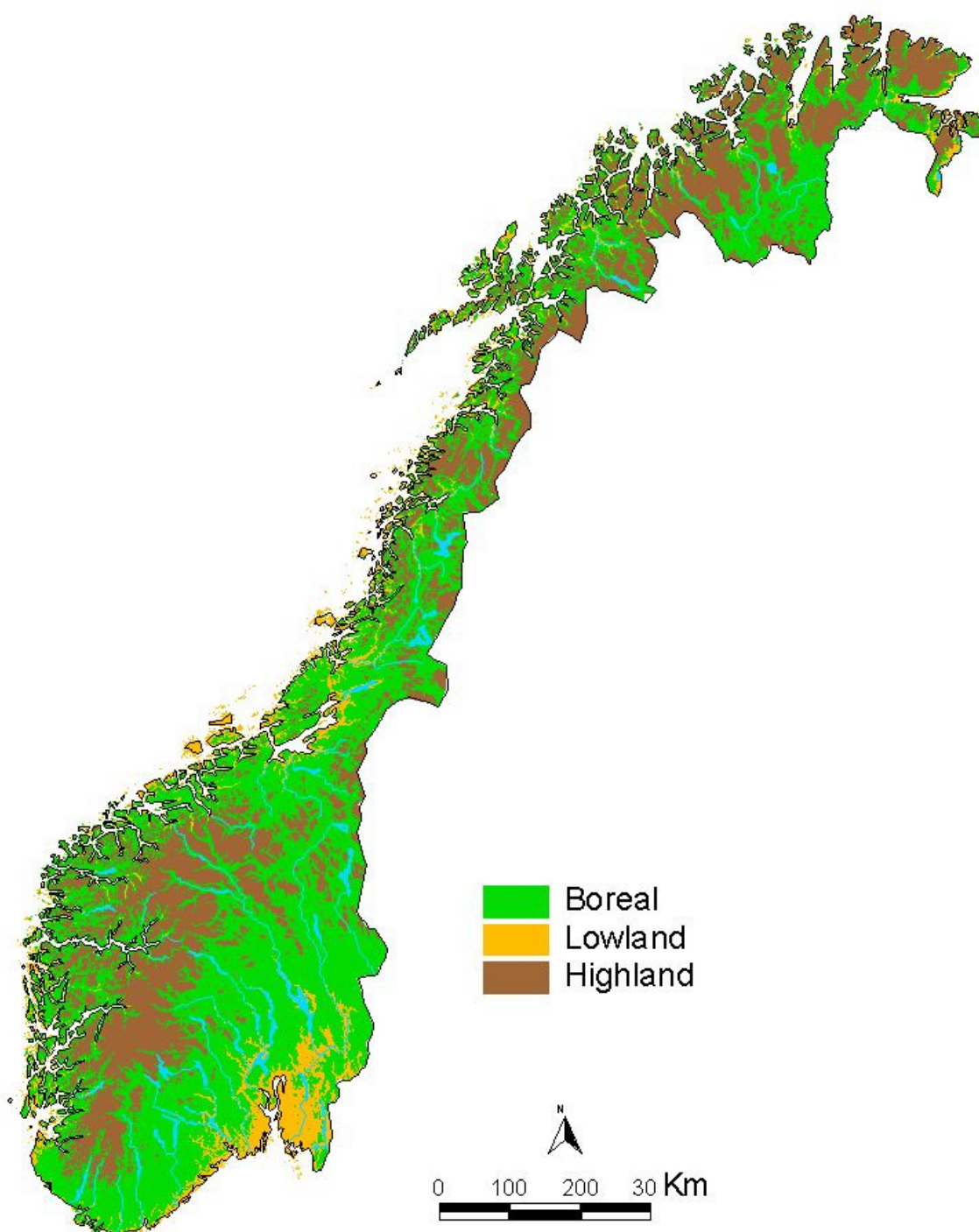
4.1 Geografiske og klimatiske regioner

Nedbørfeltdistriktene i REGINE (hovednedbørfeltene) og deres terrengforhold har gitt et enkelt grunnlag for en geografisk regioninndeling basert på helningsgraden i nedbørfeltene (**Figur 2**). Vi får da fire hovedregioner: Øst-Norge, inkludert Trøndelag, Vest-Norge, Nord-Norge unntatt Finnmark og Finnmark. Disse regionene kan senere deles inn i underregioner, som angitt med de stiplede linjene i figuren, dersom det vil gi bedre grunnlag for å skille mellom vanntyper i de forskjellige regionene. Trøndelag kan også vurderes som egen region på dette grunnlaget. De angitte regionene kan i grove trekk antas å være representative økoregioner. Denne foreløpige inndelingen må imidlertid senere kontrolleres i forhold til konkrete biogeografiske regioner for limnofauna og -flora, for å finne ut om den er i overensstemmelse med hovedlinjene i de biologiske utbredelsesmønstrene. Inndelingen bør også bli vurdert nærmere i forbindelse med inndelingsforslag i nedbørfeltdistrikter, for å unngå at et nedbørfeltdistrikt kommer i to ulike regioner. Ferskvannsinndelingen må dessuten sammenholdes og evt. justeres i forhold til forslaget til regioninndeling for marine områder (Moy et al. 2003), for å sikre best mulig overensstemmelse mellom disse.



Figur 2. Geografisk regioninndeling basert på nedbørfeltene i REGINE og terrengforhold (helningsgrad). Gule streker angir mulige grenselinjer for "øko-regioner".

En klimatisk regioninndeling er vist i **Figur 3**.



Figur 3. Fordelingen av de tre klimatiske regionene (høydetypene) slik de er beskrevet i teksten (se metoder). Gul: "Lavland", grønt: "Boreal", brunt: "Høyland".

4.2 Innsjøtyper

Tabell 3 viser forslaget til innsjøtyper innenfor hver økoregion basert på høydeinndeling (lavland, skog, fjell), størrelse og geologi, tilsammen 21 innsjøtyper ($> 0.5 \text{ km}^2$) før inndeling i dybdekategorier. For å finne ut hvor mange norske innsjøer som finnes av hver type ble fordelingen i 1000-sjøers materialet (Skjelkvåle 1996) sammenstilt med alle innsjøer i N250 kartbasen, som angitt i avsnitt 3.3. Da dybdedata ikke er med i 1000-sjøers basen, ble dybdekategoriene (<3 , 3-15 og >15 m middeldyp) slått sammen i **Tabell 3** før beregning av antall innsjøer i hver type. Da 1000-sjøers basen er representativ for norske innsjøer (etter en gitt stratifiseringsnøkkel, der man har valgt ut en større andel store sjøer av totalen enn små sjøer), ble alle innsjøtyper som opprinnelig var med på listen, men som ikke var representert i 1000-sjøers basen, fjernet. Det antas at disse typene er enten ikke-eksisterende i Norge eller evt. er svært sjeldne. De eksisterende innsjøtypene som finnes i Norge ble da redusert til 21 typer (**Tabell 3**) (ikke inkludert innsjøer $< 0.5 \text{ km}^2$), før separering i dybdekategorier.

Dersom man tar med de svært små innsjøene (0.02 - 0.5 km^2) øker dette antallet til maksimalt 33 pr. økoregion, forutsatt at alle de fire geologiske typene finnes i alle klimaregionene. Hvorvidt alle disse svært små innsjøtypene faktisk finnes kan testes ut fra fordelingen av geologien i populasjonen av svært små innsjøer i 1000-sjøers databasen, men dette ble ikke prioritert innenfor rammen av dette prosjektet.

Etter innhenting av målte eller estimerte dybdedata, kan innsjøene også fordeles på dybdekategorier. Innenfor rammene for dette prosjektet ble det ikke prioritert å bruke tid på dette, men da dybdedata er nødvendig også for andre oppgaver i direktivet bør innhenting av dybdedata prioriteres i det videre karakteriseringsarbeidet. Dersom alle dybdekategoriene faktisk finnes i alle størrelsesklasser, klimaregioner og geologiske typer vil antall innsjøtyper øke til 63 (ekskl. svært små innsjøer) eller 99 (inkl. svært små innsjøer) i hver økoregion.

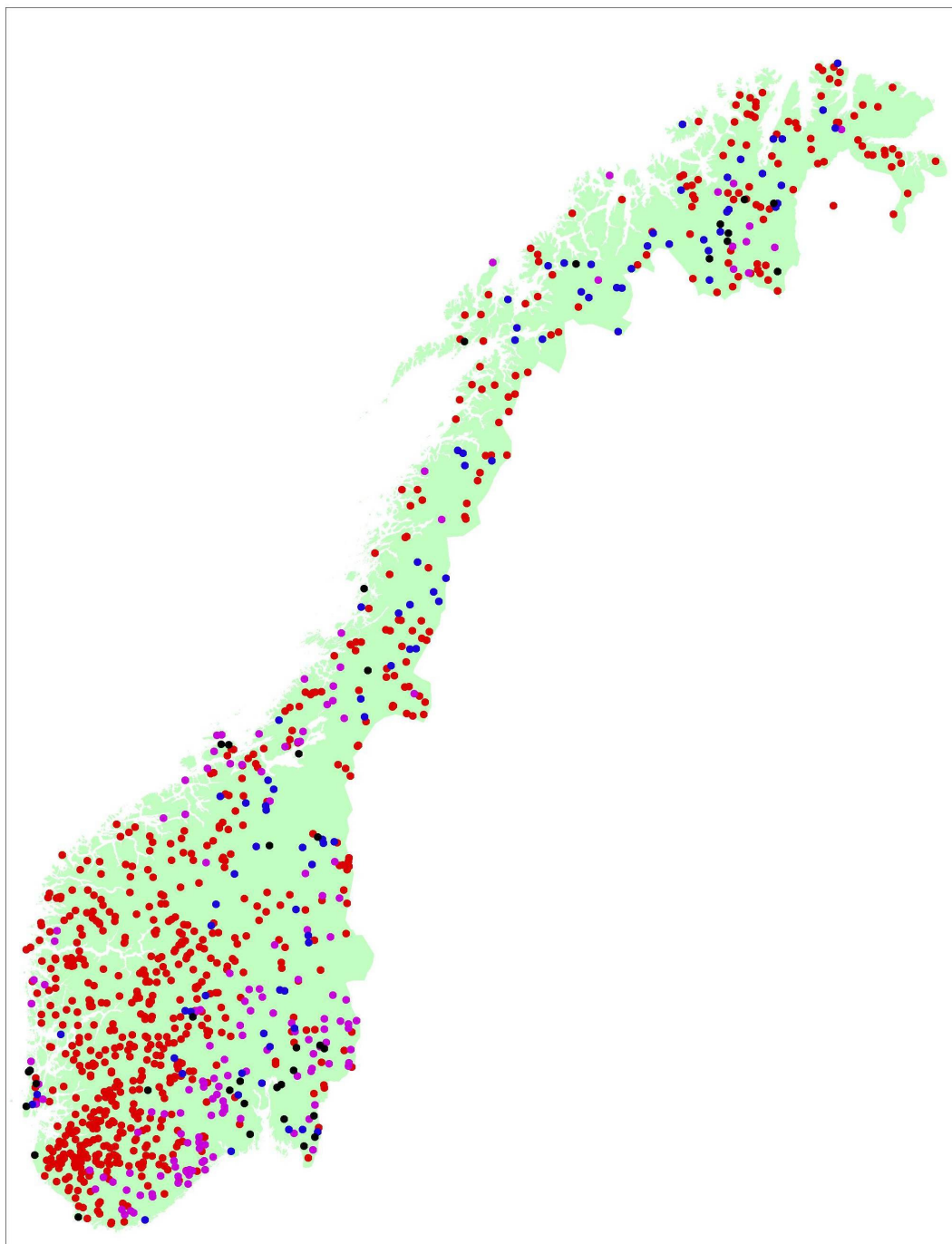
Ved å gå inn i databaser med biologiske data vil det bli vurdert i hvilken grad de angitte innsjøtypene i **Tabell 3** faktisk har biologisk relevans, dvs. har signifikant forskjellig referansetilstand (se nedenfor).

Tilsammen 11 innsjøtyper er prioritert i det nordiske samarbeidet (markert med grått i **Tabell 3**). Antallet vil øke når disse typene splittes i hht. dybdekategorier. Den fysisk-kjemiske valideringen viste at disse 11 faktisk omfatter det store flertallet av norske innsjøer. I tillegg til disse 11 innsjøtypene har vi også 3 typer kalkrike innsjøer som hver har > 40 lokaliteter (nr. 4, 14 og 18 i **Tabell 3**). Disse $11+3 = 14$ innsjøtypene bør vurderes prioritert i det videre karakteriseringsarbeidet.

Det er verdt å legge merke til at fordelingen av innsjøer i størrelseskategoriene er svært skjev. N250 kartbasen inneholder over 60 000 innsjøer $> 0,02 \text{ km}^2$, hvorav kun ca 4 200 innsjøer er $> 0,5 \text{ km}^2$ (nedre grense for kategorien "små") **Tabell 2**. Kategorien "middels" er på ca 350 innsjøer, mens vi kun har 28 store innsjøer ($> 40 \text{ km}^2$). Antallet avtar altså med ca. en størrelsesorden for hver størrelseskategori.

Tabell 3 viser at den vanligste innsjøtypen i Norge er små, kalkfattige, klare skogssjøer. Dernest kommer tilsvarende innsjøer i fjellområder. Små humussjøer (0.5 - 5 km^2) er også vanlig i alle klimaregionene. Dette er i tråd med forventet fordeling. Mer overraskende er kanskje at vi har så mange som 360 kalkrike innsjøer over marine grense, og ca. 150 slike innsjøer under marine grense. Totalt utgjør de kalkrike innsjøene ca. 12% av den totale innsjøpopulasjonen ($> 0.5 \text{ km}^2$).

Fordelingen av innsjøtyper i de ulike geologiske kategoriene er ikke helt korrekt, da 1000-sjøers-databasen har valgt ut en større andel av den totale innsjøpopulasjonen i Sør-Norge enn i Nord-Norge (se . Dersom fordelingen av kalkrike og kalkfattige innsjøer er forskjellig i de to landsdelene må fordelingen av innsjøer på de ulike geologiske kategoriene korrigeres for denne forskjellen. Dette kan evt. gjøres i videreføringen av dette prosjektet.



Figur 4. Fordeling av innsjøene i Regional innsjø-undersøkelse 1995 (1000-sjøers undersøkelsen) (Skjelkvåle et al. 1996) : Fiolett: Kalkfattig, humøst, Rød: Kalkfattig, ikke humøst, Blå: Kalkrik, ikke humøst, Svart: Kalkrikt, humøst

Tabell 3. Forslag til innsjøtyper > 0.5 km² innenfor hver økoregion og beregnet antall innsjøer totalt for alle økoregionene. Dybde kategorier er foreløpig ikke vist pga. manglende dybde data for svært mange innsjøer. Den nordiske indeksen er hentet fra resultatet av det nordiske samarbeidet som er gjort i 2002. Noen sjøer i det norske materialet har ikke fått et indeksnummer, da de ikke ble identifisert i det nordiske samarbeidet. Prioriterte innsjøtyper for det nordiske samarbeidet (vanlige i minst to nordiske land) er angitt med grå skravering. Ca = Kalkrike innsjøer med Ca > 4 mg/L, S = silikatdominerte, kalkfattige innsjøer med Ca < 4 mg/L, P= humussjøer (peat) med TOC > 5 mg/L eller farge > 30 mg Pt/L.

Type no.	Lavlandssjøer	Nordisk Indeks	Størrelse (areal)	Geologi	Nordisk Prioritet	# norske innsjøer
1	kalkrike, små	L5	små	Ca	1	54
2	kalkfattige, små	L6	små	S	2	342
3	kalkfattige, humusrike, små	L7	små	SP	1	144
4	kalkrike, humusrike, små	L8	små	CaP		72
5	kalkrike, middels store	L9	middels	Ca		14
6	kalkrike, store		store	Ca		6
7	kalkfattige, middels store	L10	middels	S	1	42
8	kalkfattige, humusrike, middels store	L11	middels	SP		28
9	kalkfattige, store	L14	store	S		4
Type no.	Boreale sjøer	Nordisk Indeks	Størrelse (areal)	Geologi	Nordisk Prioritet	# norske innsjøer
10	kalkrike, små	B3	små	Ca	2,5	238
11	kalkfattige, små	B4	små	S	1	1530
12	kalkfattige, humusrike, små	B5	små	SP	1	391
13	kalkrike, store		store	Ca		6
14	kalkrike, middels store	B10	middels	Ca		40
15	kalkfattige, middels store	B11	middels	S	1	180
16	kalkfattige, store	B15	store	S		8
Type no.	Fjellsjøer	Nordisk Indeks	Størrelse (areal)	Geologi	Nordisk Prioritet	# norske innsjøer
17	kalkfattige, humusrike, middels store		middels	SP		11
18	kalkrike, små	H2	små	Ca		76
19	kalkfattige, humusrike, små	H3	små	SP	2	247
20	kalkfattige, små	H4	små	S	1	665
21	kalkfattige, middels store	H7	middels	S	2	33

4.3 Elvetyper

Elvetyperne som ble bestemt av den nordiske arbeidsgruppen er gitt i **Tabell 4**. Helningsgrad for elvestrekningen og andel innsjøer i nedbørfeltet er foreløpig ikke inkludert pga. manglende tilgang på data, men vil komme til å gi et større antall vanntyper, dersom det inkluderes. Mest biologisk relevant er antagelig å dele hver av disse elvetyperne inn i hurtigstrømmende og langsomtflytende elvestrekninger, da strømhastigheten har stor betydning for substratet i elva, og er svært viktig for fastsittende alger og bunnfauna (Aagaard et al. 2002). Totalt antall elvetyper blir da $27 \times 2 = 54$ elvetyper innenfor hver økoregion. Hvor mange elvestrekninger som finnes av hver type kan ikke beregnes pga. manglende data.

Ut fra ekspertvurdering kom den nordiske arbeidsgruppen fram til at 8 av de 27 grunntypene burde prioriteres i det videre arbeidet, da de er ansett som vanlige elvetyper i minst to av de nordiske landene (**Tabell 4**).

Tabell 4. Hovedtyper av elver innenfor hver økoregion, definert etter to nordiske arbeidsmøter. Helningsgrad og andel innsjøer i nedbørfeltet er ikke definert. Går skravering angir nordisk prioriterte typer for felles nordisk Interkalibrering og fastsettelse av referansetilstand.

Nordisk Indeks	Høydeinndeling for elvestrekning (a)	Størrelse av nedbørfelt (b)	Geologi for elvestrekningen (c)	Prioritet
L1	Lavland	små	Ca	1
L2	Lavland	små	S	1
L3	Lavland	små	P	1
L4	Lavland	middels	Ca	
L5	Lavland	middels	S	
L6	Lavland	middels	P	
L7	Lavland	store	Ca	
L8	Lavland	store	S	
L9	Lavland	store	P	
B1	Boreal	små	Ca	
B2	Boreal	små	S	1
B3	Boreal	små	P	2
B4	Boreal	middels	Ca	
B5	Boreal	middels	S	1
B6	Boreal	middels	P	
B7	Boreal	store	Ca	
B8	Boreal	store	S	
B9	Boreal	store	P	
H1	Høyland	små	Ca	
H2	Høyland	små	S	1
H3	Høyland	små	P	1
H4	Høyland	middels	Ca	
H5	Høyland	middels	S	
H6	Høyland	middels	P	
H7	Høyland	store	Ca	
H8	Høyland	store	S	
H9	Høyland	store	P	

- a) L= Lavland under marin grense
 B= Boreal skogsområder mellom marin grense og tregrensen
 H= Høyland over tregrensen
- b) små 10-100 km²
 middels 100-1000 km²
 store >1000 km²
- c) Ca kalkrike: Ca > 4 mg/L, alkalitet > 0.2 mekv/L,
 P humusrike (peat) = TOC > 5 mg/L, farge > 30 mg Pt/L
 S silikatholdig, dvs. kalkfattige, Ca < 4 mg/L, alkalitet < 0.2 mekv/L,

4.4 Validering av foreslåtte typer vha biologiske data

4.4.1 Datagrunnlag

Tabell 5 viser oversikt over de biologiske datasettene som er brukt til valideringen av de foreslåtte innsjø og elvtypene. For innsjøtypene ble disse først delt inn i dybdekategorier. I de tilfeller der middeldyp ikke er oppgitt ble dette estimert til 1/3 av maksdypet (tommelfingerregel). Tilnærmet upåvirkede lokaliteter er valgt ut fra ekspertskjønn (liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, og ikke sure, kalkede eller regulerte lokaliteter). Til analysen kunne bare tilnærmet upåvirkede lokaliteter med komplette biologiske (artssammensetning) og nødvendige abiotiske data (størrelse, dyp, Ca, farge) benyttes. Disse kravene til data, både mhp. geografisk lokalisering og målte parametre, medførte en meget sterk begrensning i antall lokaliteter, da det kun er en liten prosentdel av det totale datamaterialet som er fra upåvirkede lokaliteter og dessuten har slike komplette datasett. Som kjent er de fleste biologiske overvåkingsdata fra påvirkede vannforekomster.

Modeller og paleoøkologiske data har ikke blitt benyttet så langt til validering av vanntypene, da vi valgte å bruke ressursene i prosjektet til å prioritere innsamling, systematisering og metodeutvikling for analyse av eksisterende data. Dette var helt nødvendig for å kunne benytte overvåkingsdata i det videre karakteriseringsarbeidet.

Tabell 5. Biologiske datasett fra antatt tilnærmet upåvirkede lokaliteter, som er brukt til den statistiske valideringen av innsjø- og elvtypene. CPUE = catch per unit effort (mål på bestandstetthet hos fisk)

vannkategori	organismegruppe	egenskap	antall referanse-lokaliteter	dataeier
innsjøer	Planteplankton	artssammensetning	165	NIVA
innsjøer	Litorale krepsdyr	artssammensetning	174	NINA
innsjøer	Vannvegetasjon	artssammensetning	24	NIVA
innsjøer	Bunnfauna (litoral)	artssammensetning	16	LFI
innsjøer	Fisk (ørretvann)	CPUE	13	NINA
elver	Begroingsalger	artssammensetning	87	NIVA
elver	Bunnfauna	artssammensetning	40 (fra 3 vassdrag)	LFI

Da store deler av de biologiske dataene er fra innsjøer < 0.5 km² i areal (kalt "svært små" innsjøer) ble denne innsjøtypen lagt til i typetabellen før de statistiske analysene ble gjort. Ved også å splitte hver innsjøtype i 3 dybdekategorier ble antall innsjøtyper økt fra 21 i **Tabell 3** til >100 typer. Det var kun 30 av disse som var representert i de biologiske datasettene, og som dermed kunne valideres. Av de validerbare vanntypene var det kun 4 typer som hadde data fra mer enn 1 organismegruppe. M.a.o. var datasettene stort sett disjunkte, dvs. de forskjellige organismegruppene er samlet inn fra forskjellige type lokaliteter med få unntak. Dette legger klare begrensninger på mulighetene til å kunne beskrive referansetilstanden for hver vanntype for alle organismegruppene som kreves i Annex V.

Pga. det begrensede datamaterialet valgte vi å ikke dele dette inn i økoregioner, da en slik inndeling ville gitt et altfor lite materiale fra hver region til at en validering hadde vært mulig å få til. Evt. biologiske forskjeller mellom samme vanntype i forskjellige økoregioner kunne derfor ikke analyseres i dette prosjektet. I videreføringen av karakteriseringsarbeidet bør biogeografisk ekspertskjønn trekkes inn for dette formålet (se bl.a. Aagaard et al. 2002).

Det finnes også mye kunnskap om de enkelte organismegruppenes økologiske krav. Mange biologiske datasett er tidligere testet mot nettopp de fysiske og kjemiske parametrene som her er prioritert (se bl.a. Brandrud & Aagaard 1997, Schartau et al. 1997, Mjelde 1997, Brettum et al. 1997, Lindstrøm

2000). I det videre arbeidet bør denne kunnskapen mobiliseres til både supplering og vurdering av resultatene som presenteres i denne rapporten.

Tabell 6 viser hvilke innsjøtyper som har blitt testet med hvilke organismegrupper og hvilken hovedtype dette tilsvarer i **Tabell 3**.

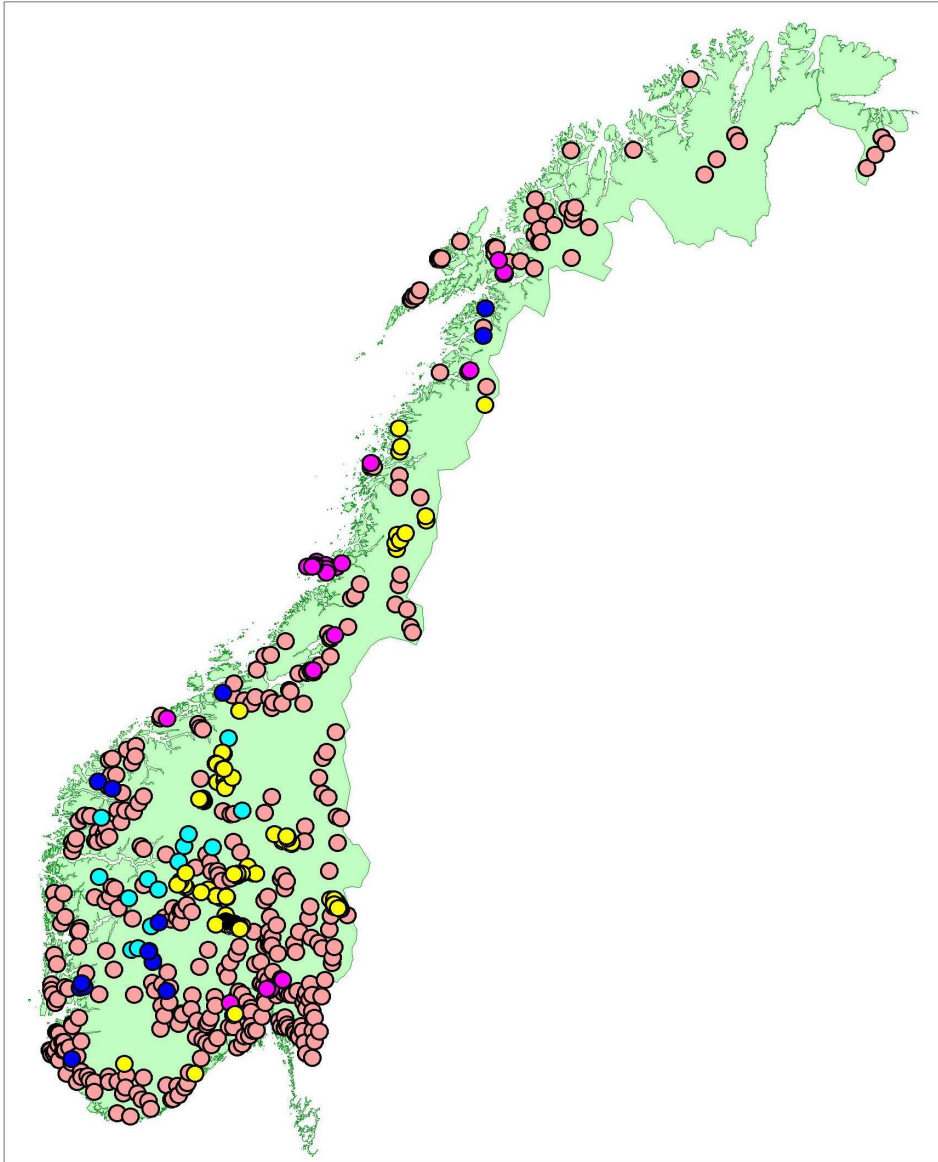
Tabell 6. Oversikt over antall innsjøer (for hver organismegruppe) som er brukt til validering av den abiotisk definerte typologien. Type no. refererer til type no. i **Tabell 3** foran, mens typekode er den kode som er gitt etter oppdeling i dybdekategorier og inkludering av svært små innsjøer (< 0.5 km²). Type no. med * betyr tilnærmet lik den aktuelle typen, men for svært små lokaliteter. PP = planteplankton, MV = makrovegetasjon, LK = litorale krepsdyr, BF = bunnsfauna, F = fisk

Type no.	type-kode	Innsjøtype	Organismegruppe					ant. org.gr
			PP	MV	LK	BF	F	
1	2	Lavland, små, grunne, kalkrike,		5				1
1	18	Lavland, små, svært grunne, kalkrike	5					1
1*	22	Lavland, svært små, svært grunne, kalkrike		3				1
2	0	Lavland, små, grunne, kalkfattige	30					1
2	16	Lavland, små, svært grunne, kalkfattige	10					1
3*	21	Lavland, svært små, svært grunne, kalkfattige, humøse		5				1
4*	7	Lavland, svært små, grunne, kalkrike, humøse		3				1
4*	23	Lavland, svært små, svært grunne, kalkrike, humøse		8				1
5	10	Lavland, middels store, grunne, kalkrike	6					1
7	8	Lavland, middels store, grunne, kalkfattige	13					1
7	24	Lavland, middels store, svært grunne, kalkfattige	4					1
7	40	Lavland, middels store, dype, kalkfattige	7					1
9	44	Lavland, store, dype, kalkfattige	3					1
10	66	Boreal, små, grunne, kalkrike	5					1
10*	86	Boreal, svært små, svært grunne, kalkrike			4			1
11	64	Boreal, små, grunne, kalkfattige	34			3	4	3
11	80	Boreal, små, svært grunne, kalkfattige	10					1
11	96	Boreal, små, dype, kalkfattige			4			1
11*	68	Boreal, svært små, grunne, kalkfattige			24		5	2
11*	84	Boreal, svært små, svært grunne, kalkfattige			42			1
12*	69	Boreal, svært små, grunne, kalkfattige, humøse			3			1
12*	85	Boreal, svært små, svært grunne, kalkfattige, humøse			30			1
14	74	Boreal, middels store, grunne, kalkrike	5					1
15	72	Boreal, middels store, grunne, kalkfattige	16					1
15	104	Boreal, middels store, dype, kalkfattige	8					1
16	76	Boreal, store, grunne, kalkfattige	4					1
16	108	Boreal, store, dype, kalkfattige	5					1
20	128	Fjell, små, grunne, kalkfattige				9	4	2
20*	132	Fjell, svært små, grunne, kalkfattige			12	4		2
20*	148	Fjell, svært små, svært grunne, kalkfattige			55			1
Totalt antall innsjøtyper representert: 30			16	5	8	3	3	
Totalt antall lokaliteter			165	24	174	16	13	

Innsjøtypene 6, 8, 13, 17, 18, 19 og 21 i **Tabell 3** var ikke representert i det materialet som lot seg sammenstille innenfor tids- og kostnadsrammer i dette prosjektet. Vi har derfor ikke kunnet validere

disse. Av disse er det bare typene 19 og 21 som omfatter et stort antall innsjøer (kalkfattige, humusrike, små fjellsjøer og kalkfattige middels store fjellsjøer), og som har nordisk prioritet.

Figur 5 viser fordelingen av alle innsjølokalitetene på de respektive organismegruppene som er brukt i valideringen.



Figur 5. Innsjøer brukt til validering av de abiotisk definerte innsjøtypene, fordelt etter organismegruppe: Lys rød: fytoplankton, Fiolett: makrovegetasjon, Gul: littorale krepsdyr, Lys blå: bunnfauna, Blå: fisk

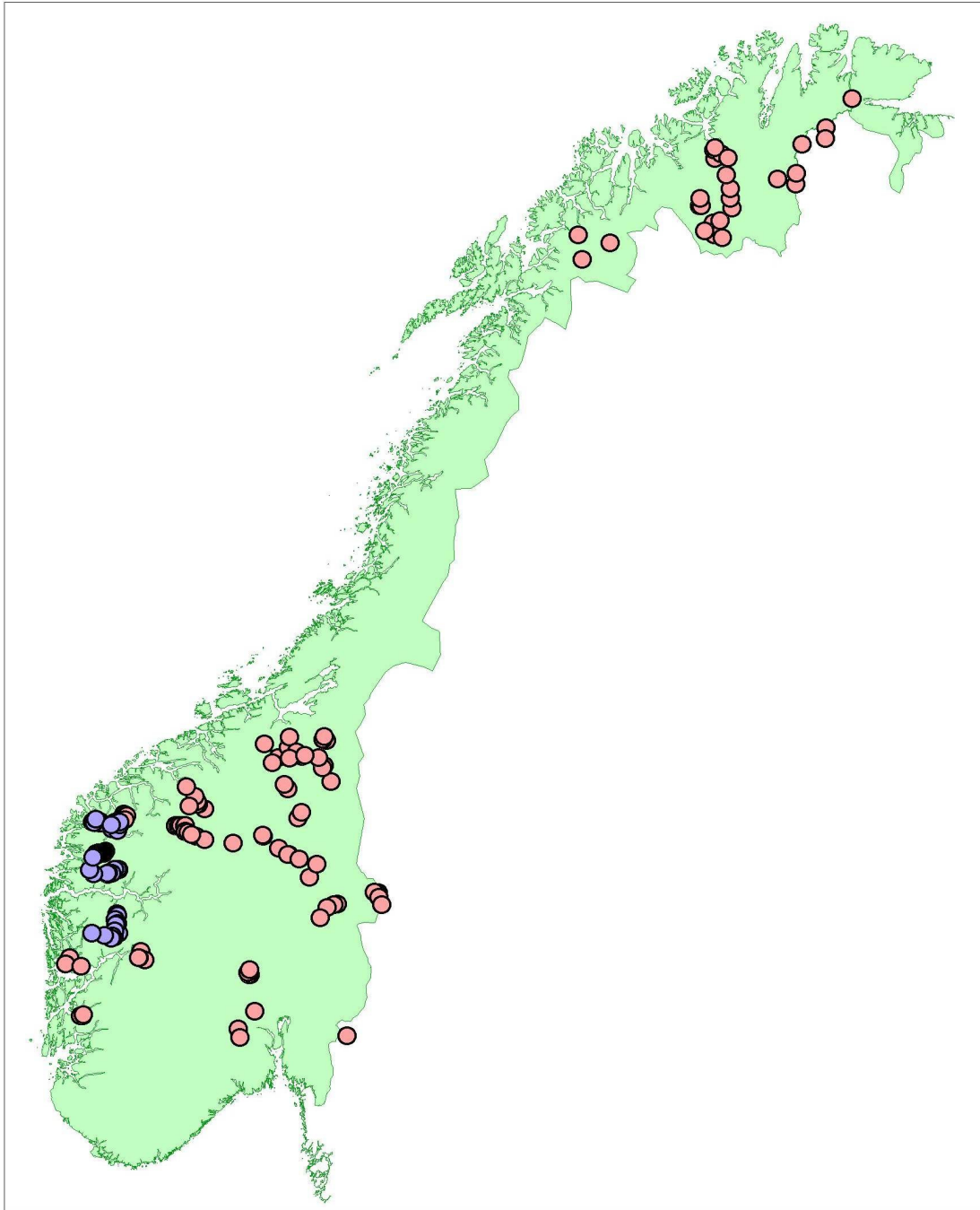
For elvene er materialet som er brukt til valideringen presentert i **Tabell 7**. Kun 12 av de 27 definerte elvetyperne fra **Tabell 4** er representert i det biologiske materialet. De elvetyperne fra **Tabell 4** som ikke var representert i det biologiske materialet er L3, L6, L7, L8, L9, B6, samt alle elvetyper over tregrensen. Av disse er det kun L3 (små humuselver i lavlandet), samt to typer over tregrensen, som

har prioritet i det nordiske samarbeidet. Det har ikke vært mulig å sortere det biologiske materialet etter helningsgrad (dvs. substrattype), noe som er kjent å ha betydning for biologien i elvene. Dette skyldes delvis manglende data, og delvis begrensninger i tids- og kostnadsrammen for dette prosjektet.

Tabell 7. Oversikt over antall elvestrekninger (for hver organismegruppe) som er brukt til validering av den abiotisk definerte typologien i **Tabell 4**. Type no. refererer til type no. i **Tabell 4**, mens typekode er den kode som er gitt for valideringen. BA = bentiske alger, BF = bunnfauna

Type no.	typekode	Innsjøtype	Organismegruppe		ant. org.gr.
			BA	BF	
L1	2	Lavland, små, kalkrike	6		1
L2	0	Lavland, små, kalkfattige	3		1
L2*	4	Lavland, svært små, kalkfattige		3	1
L4	10	Lavland, middels store, kalkrike	4		1
L5	8	Lavland, middels store, kalkfattige	4	11	2
B1	18	Boreal, små, kalkrike	12		1
B2	16	Boreal, små, kalkfattige	7	9	2
B2*	20	Boreal, svært små, kalkfattige		8	1
B3	17	Boreal, små, kalkfattige, humøse	4		1
B4	26	Boreal, middels store, kalkrike	8		1
B5	24	Boreal, middels store, kalkfattige	15	9	2
B7	30	Boreal, store, kalkrike	5		1
B8	28	Boreal, store, kalkfattige	15		1
B9	29	Boreal, store, kalkfattige, humøse	4		1
Totalt antall elvetyper representert: 14			12	5	
Totalt antall lokaliteter			87	40	

Figur 6 viser den geografiske plasseringen av elvelokalitetene som er brukt til valideringen av den abiotisk definerte typologien.

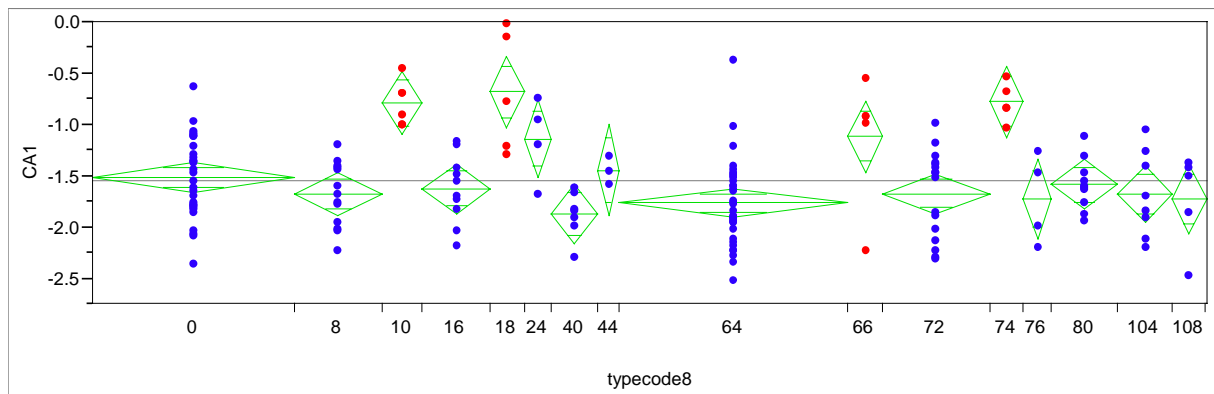


Figur 6. Elver brukt til validering av de abiotisk definerte elvetyperne, fordelt etter organismegruppe: Rød: begroingsalger, Blå: bunndyr.

Rådata fra de statistiske analysene er gitt i vedlegg bakerst i rapporten. Nedenfor beskrives hovedtrekkene i resultatene fra disse analysene.

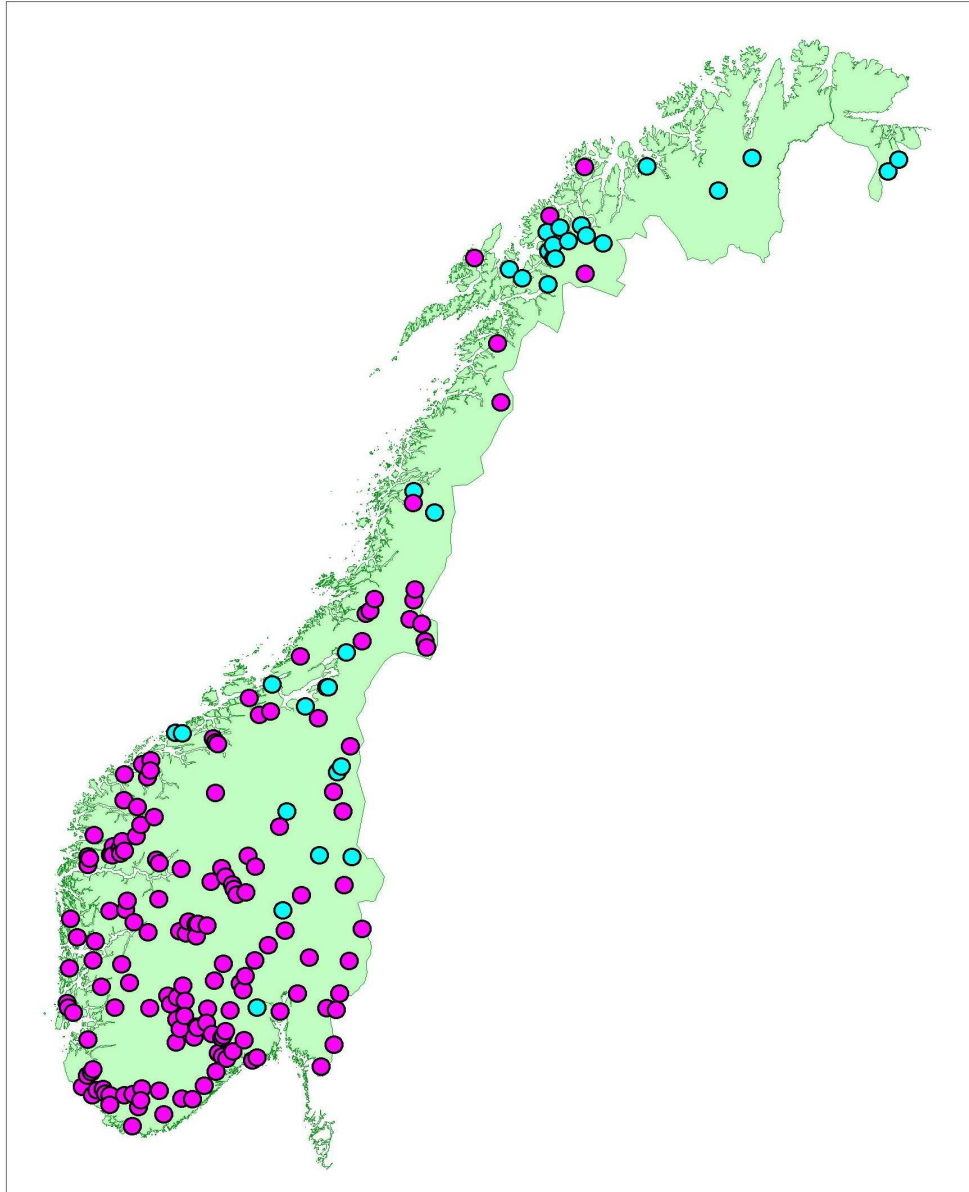
4.4.2 Validering av innsjøtyper basert på planteplankton

Resultatene av variansanalysen av forskjellene mellom de 16 innsjøtypene som omfatter referanselokalitetene for planteplankton (Kruskal/Wallis-test, $\chi^2_{17} = 65.9$, $p < 0.0001$), viser at de kalkrike innsjøtypene (røde punkter) har gjennomgående høyere score enn de kalkfattige innsjøtypene (blå punkter) **Figur 7**. De kalkfattige innsjøtypene, som omfatter flertallet av referanselokalitetene, er i seg selv en tilsynelatende homogen gruppe uavhengig av klimaregion, størrelse og dybde (Kruskal/Wallis-test, $\chi^2_{10} = 14.0$, $p = 0.1714$). Den statistiske analysen (en-veis ANOVA med 15 og 149 frihetsgrader) ga derfor kun to signifikant forskjellige hovedkategorier av innsjøtyper: kalkrike og kalkfattige ($p < 0.0001$). Andre faktorer som er brukt i den abiotiske typifiseringen hadde altså ikke signifikant betydning for artssammensetningen av planteplankton (f.eks. økoregion, klimaregion, størrelse, dybde). Analysen viser en meget tydelig geokjemisk effekt på planteplanktonet, slik den reflekteres av relasjonen mellom kalkinnhold og lokalitetsscore. Humusinnhold, uttrykt som Pt-farge, ser derimot ikke ut til å påvirke planteplanktonet i samme grad – selv om en her må ta sterke forbehold på grunn av mangler i datamaterialet (det er bare fargetall fra 116 innsjøer, hvorav bare ca 25% er referanselokaliteter). Variansen innen de kalkfattige vanntypene er meget stor. Videre analyser bør teste om denne variansen blir redusert dersom det innføres en tredje kalsiumkategori (<1-2 mg Ca/L).



Figur 7. Fordeling av lokalitetsscores (fra korrespondansanalysen: CA1) i innsjøtypene, basert på planteplankton data (Brettum, NIVA): kalkrike (BRE1, røde punkter) mot kalkfattige lokaliteter (BRE2, blå punkter).

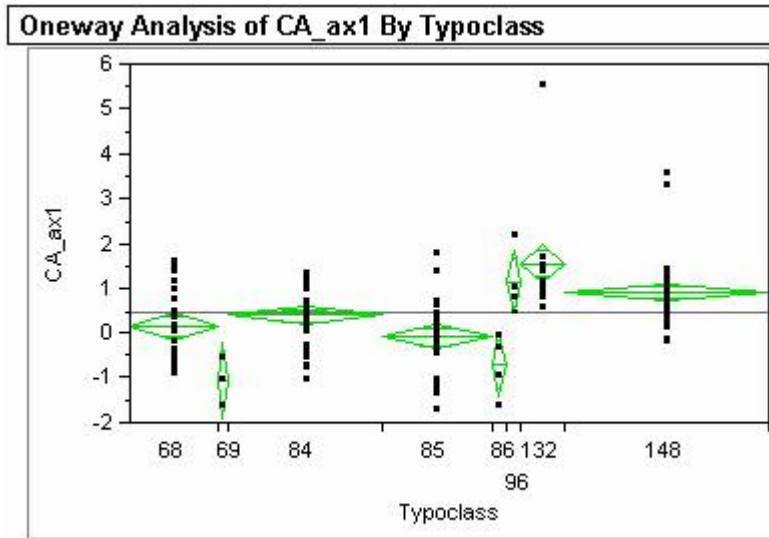
Figur 8 viser den geografiske plasseringen av planteplanktonlokalitetene fordelt på de to hovedtypene.



Figur 8. Innsjøtyper basert på planteplankton: Lys blå: kalkrike (BRE 1), Fiolett: kalkfattige (BRE 2)

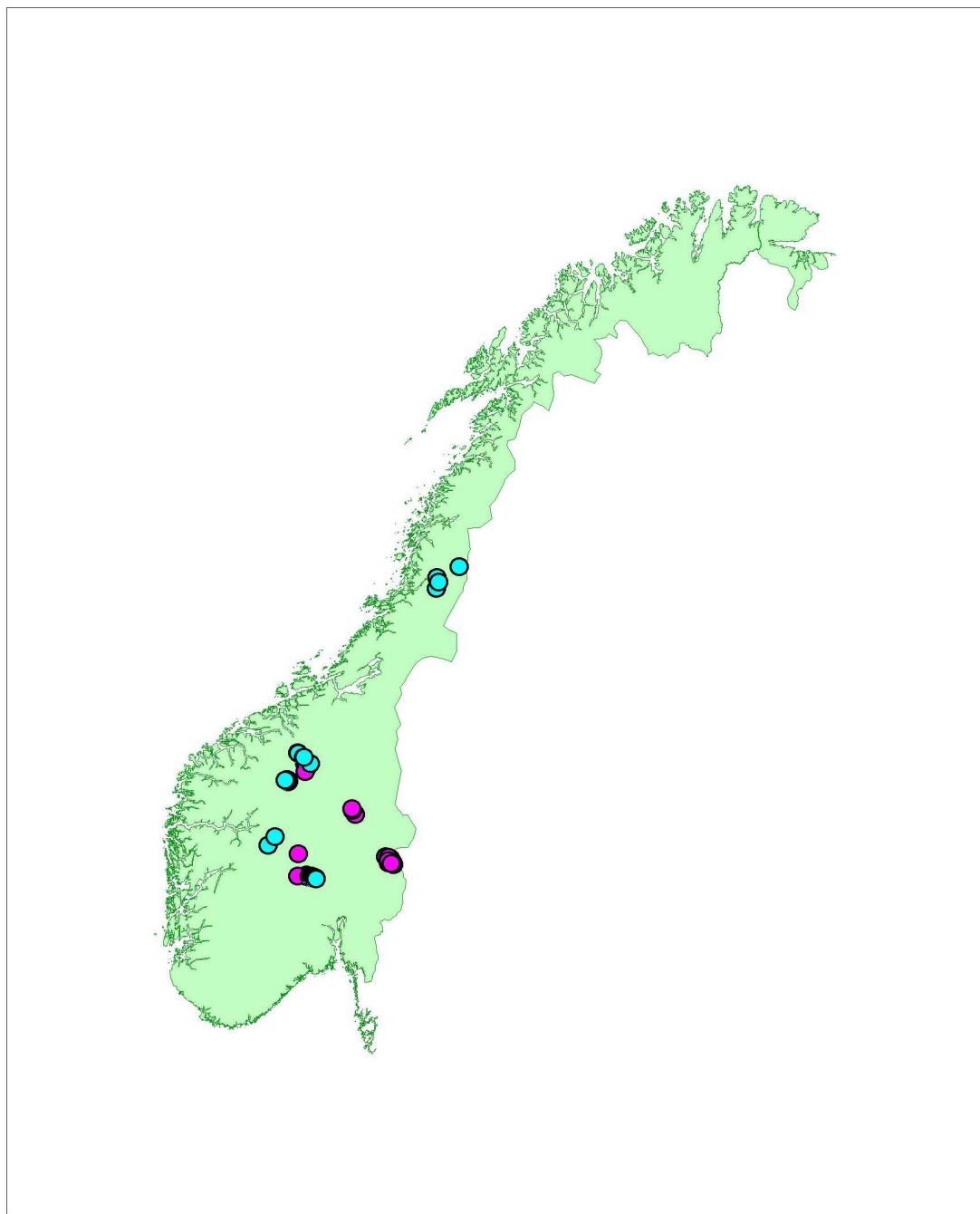
4.4.3 Validering av innsjøtyper basert på litorale krepsdyr

To signifikant forskjellige hovedkategorier av innsjøtyper ble funnet ved bruk av denne organismegruppen: svært små og grunne skogssjøer med mye humus eller høyt kalkinnhold (KRE1) og kalkfattige, små, dype skogssjøer og svært små, grunne fjellsjøer (KRE2) **Figur 9**. Her ser det altså ut til at såvel klima som geologi har betydning for fordelingen av litorale krepsdyrarter. Det må tas forbehold om at analysen ikke har skilt mellom ulike økoregioner (Øst, Vest, Nord-Norge), og at resultatet kunne blitt et annet dersom dette hadde vært mulig. En ny analyse bør gjøres etter at større deler av datamatriksen har blitt supplert med geologiske kategorier (vannkjemiske data).



Figur 9. Innsjøtyper basert på litorale krepsdyr data (Walseng, NINA).

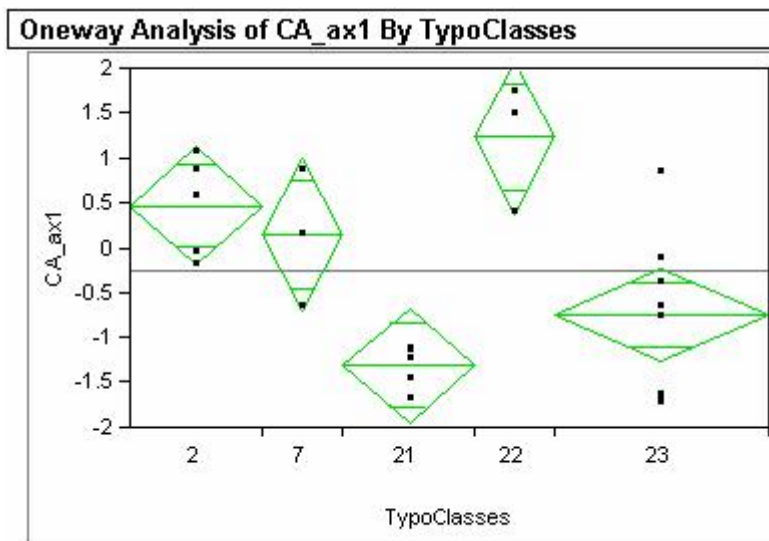
Figur 10 viser den geografiske plasseringen av de litorale krepsdyr lokalitetene fordelt på de to hovedtypene (KRE1 og KRE2).



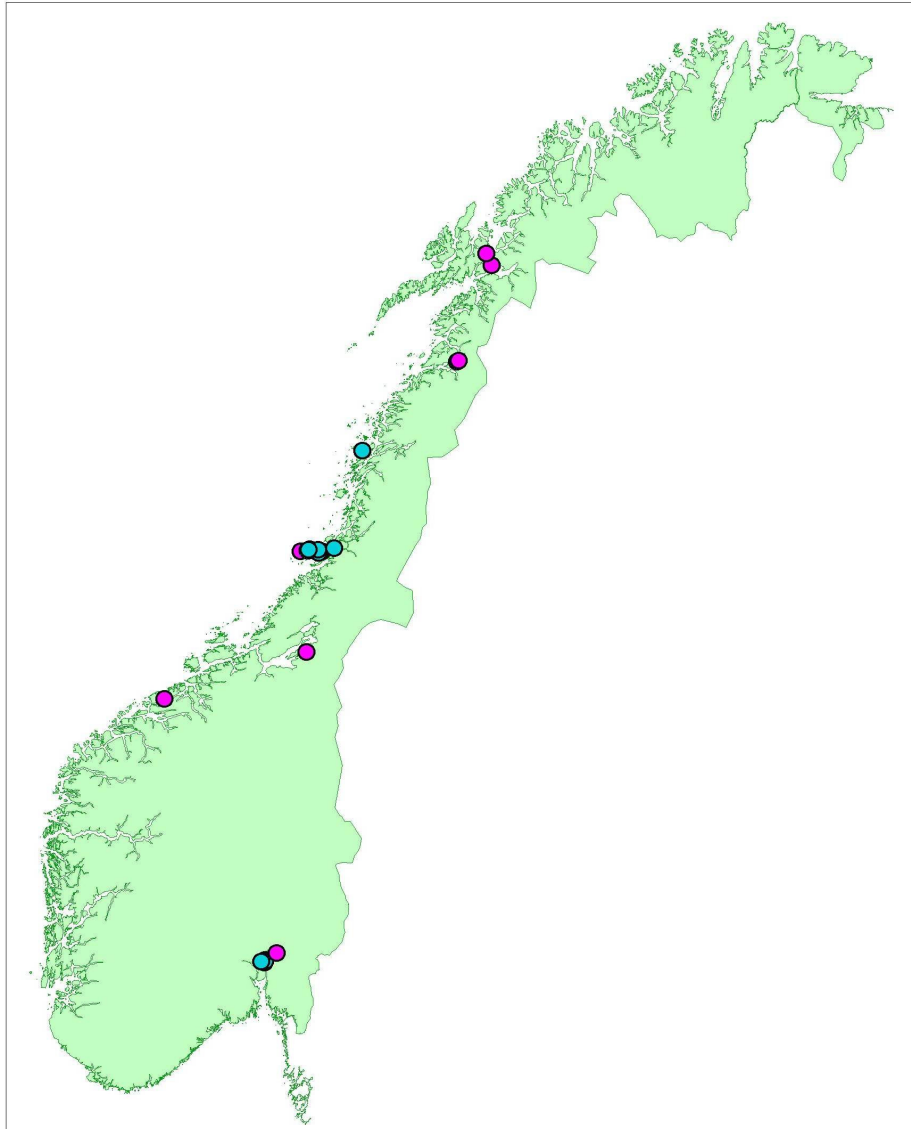
Figur 10. Innsjøtyper basert på litorale krepsdyrarter: Fiolettt: svært små, grunne skogssjøer med høyt kalkinnhold eller humusinnhold (KRE 1), Lys blå: kalkfattige små, grunne fjellsjøer + dype skogssjøer (KRE 2)

4.4.4 Validering av innsjøtyper basert på makrovegetasjon

To signifikant forskjellige hovedkategorier av innsjøtyper ble funnet, begge i lavlandet: små, grunne innsjøer med lite humus og høyt kalkinnhold (FLO1) og små, grunne innsjøer med mye humus uavhengig av kalkinnhold (FLO2) **Figur 11**. Her ser det altså ut til at geologien har avgjørende betydning for fordelingen av vannplantearter. Det må tas forbehold om at analysen ikke har skilt mellom ulike økoregioner (Øst, Vest, Nord-Norge), og at resultatet kunne blitt et annet dersom dette hadde vært mulig. En ny analyse bør gjøres etter at større deler av datamatriksen har blitt supplert med geologiske kategorier.



Figur 11. Innsjøtyper basert på vannplantedata (Mjelde) (for forklaring: se tekst)

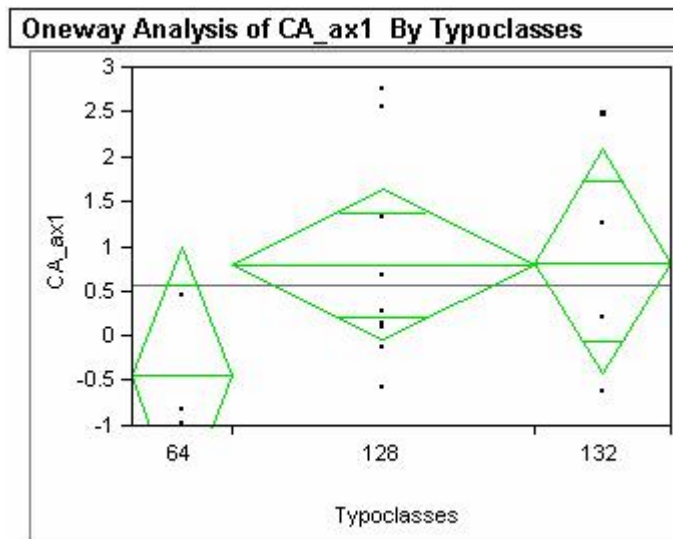


Figur 12. Innsjøtyper basert på vannplantearter: Fiolet: kalkrike, små, grunne lavlandssjøer (FLO1)
Lys blå: små, grunne lavlandssjøer med mye humus (FLO2)

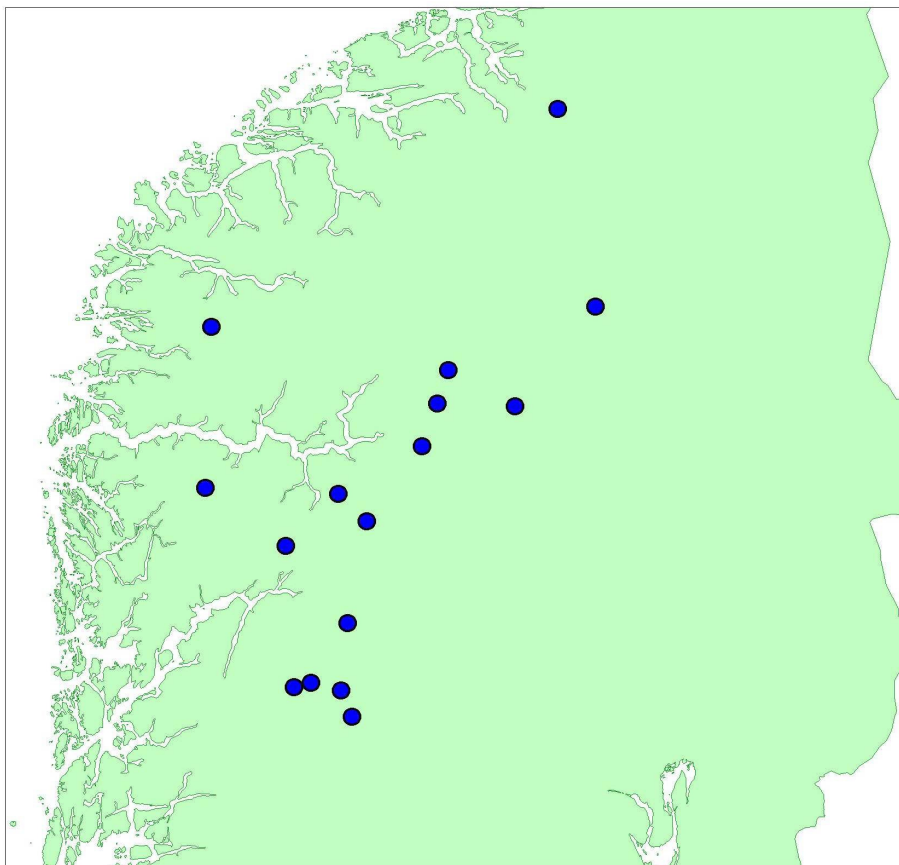
Figur 12 viser den geografiske plasseringen av de vannplante lokalitetene fordelt på de to hovedtypene (kalkrike, lite humus: FLO1 og humøse uavh. kalkinnhold: FLO2).

4.4.5 Validering av innsjøtyper basert på litoral bunnfauna

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom de tre innsjøtypene som var representert i dette materialet (**Figur 13**). Alle tre typene var små, grunne, kalkfattige innsjøer i fjellet eller i skogsområder i Sør-Norge. Manglende signifikans her kan skyldes lav teststyrke (0.25), dvs. sannsynligheten for å kunne påvise forskjeller mellom klassene i dette tilfellet var temmelig lav.



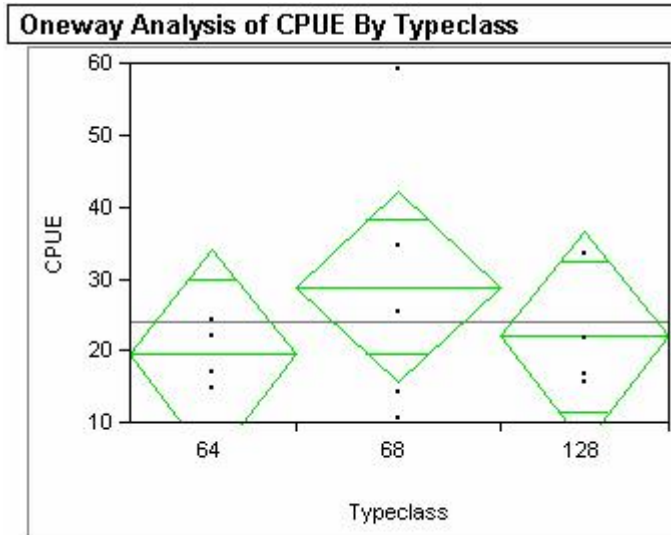
Figur 13. Innsjøtyper basert på litoral bunnfauna (Raddum). Figuren viser fordeling av site-scores fra korrespondansanalysen (CA).



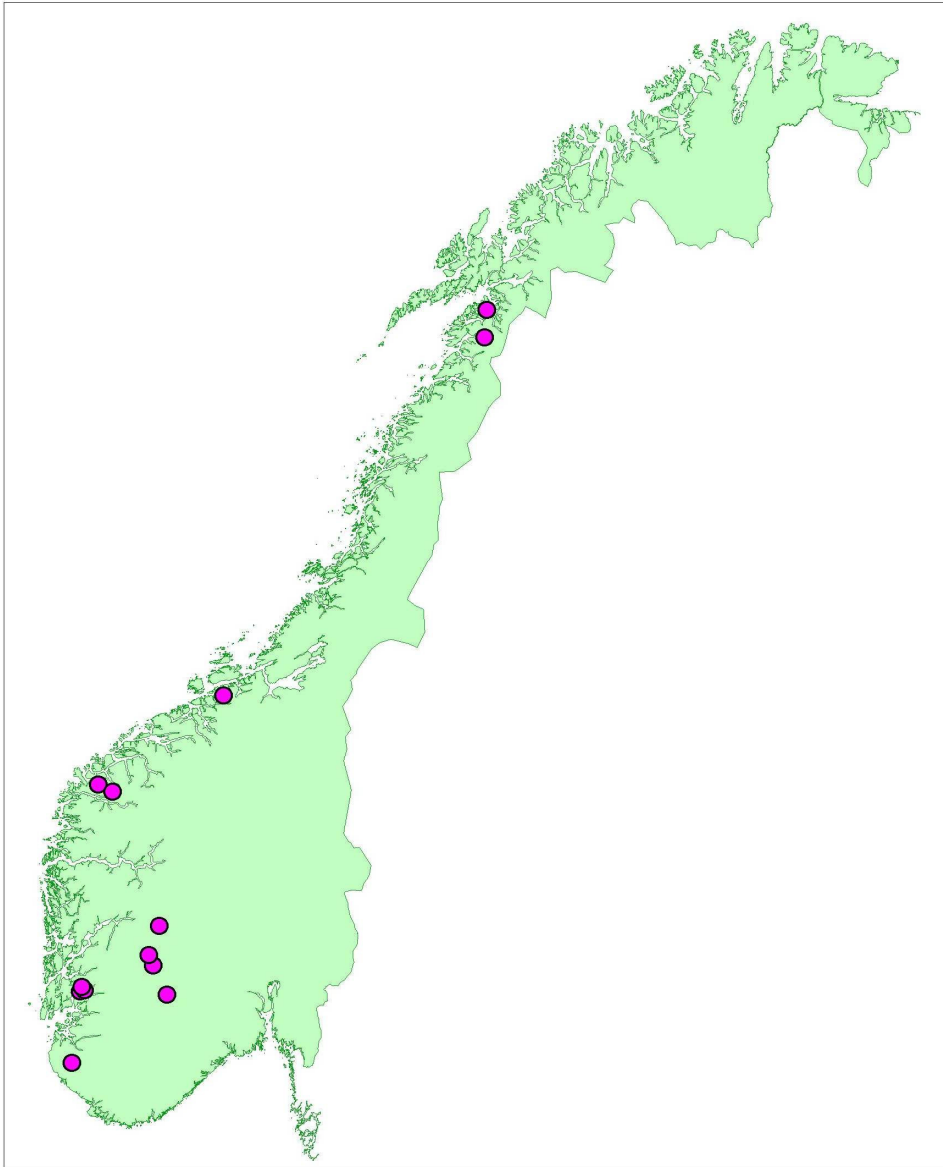
Figur 14. Geografisk fordeling av litorale bunnfaunalokaliteter (innsjøer).

4.4.6 Validering av innsjøtyper basert på fiskedata (bestandstetthet for ørret: CPUE)

Heller ikke for fiskedataene ble det funnet signifikante forskjeller mellom de tre innsjøtypene som var representert i materialet ($P = 0.56$) **Figur 15**. Dette kan skyldes at teststyrken var svært lav (0.12), slik at det var liten sannsynlighet for å kunne påvise signifikante forskjeller. Med et større datamateriale kan teststyrken økes, og dermed også sannsynligheten for å kunne påvise forskjeller, dersom slike finnes. De tre typene som var representert i materialet var alle kalkfattige, små eller mellomstore innsjøer i skog eller fjellområder.



Figur 15. Innsjøtyper basert på fiskedata (Catch per unit effort: CPUE) (Hesthagen).



Figur 16. Geografisk fordeling av innsjøer med fiskedata (CPUE).

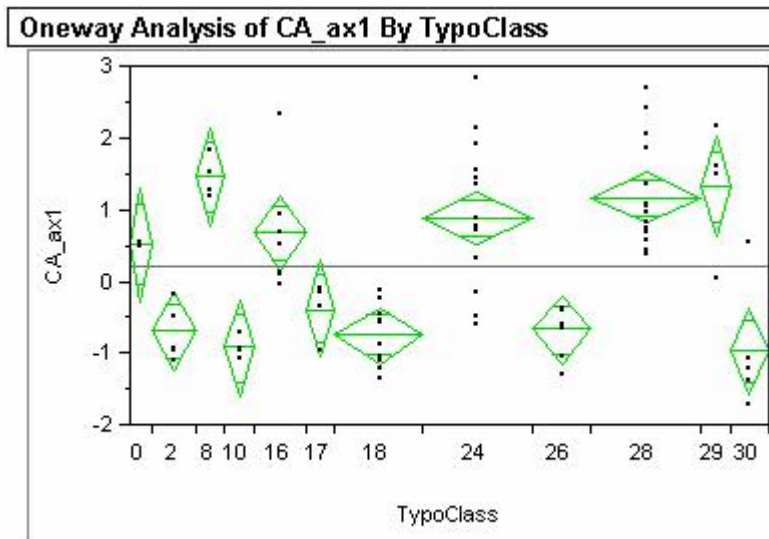
4.4.7 Validering av elvetyper basert på begroingsalger

To hovedkategorier av elvetyper var signifikant forskjellige i dette materiale: kalkrike elver og kalkfattige elver ($P = 0.05$) (**Figur 17**). Innen hver av disse hovedkategoriene var det ingen signifikante forskjeller mellom elvetyper ut fra størrelse eller klima (lavland eller boreal), men teststyrken var lav innen begge kategoriene (6 elvetyper i hver hovedkategori, få lokaliteter i mange av disse typene).

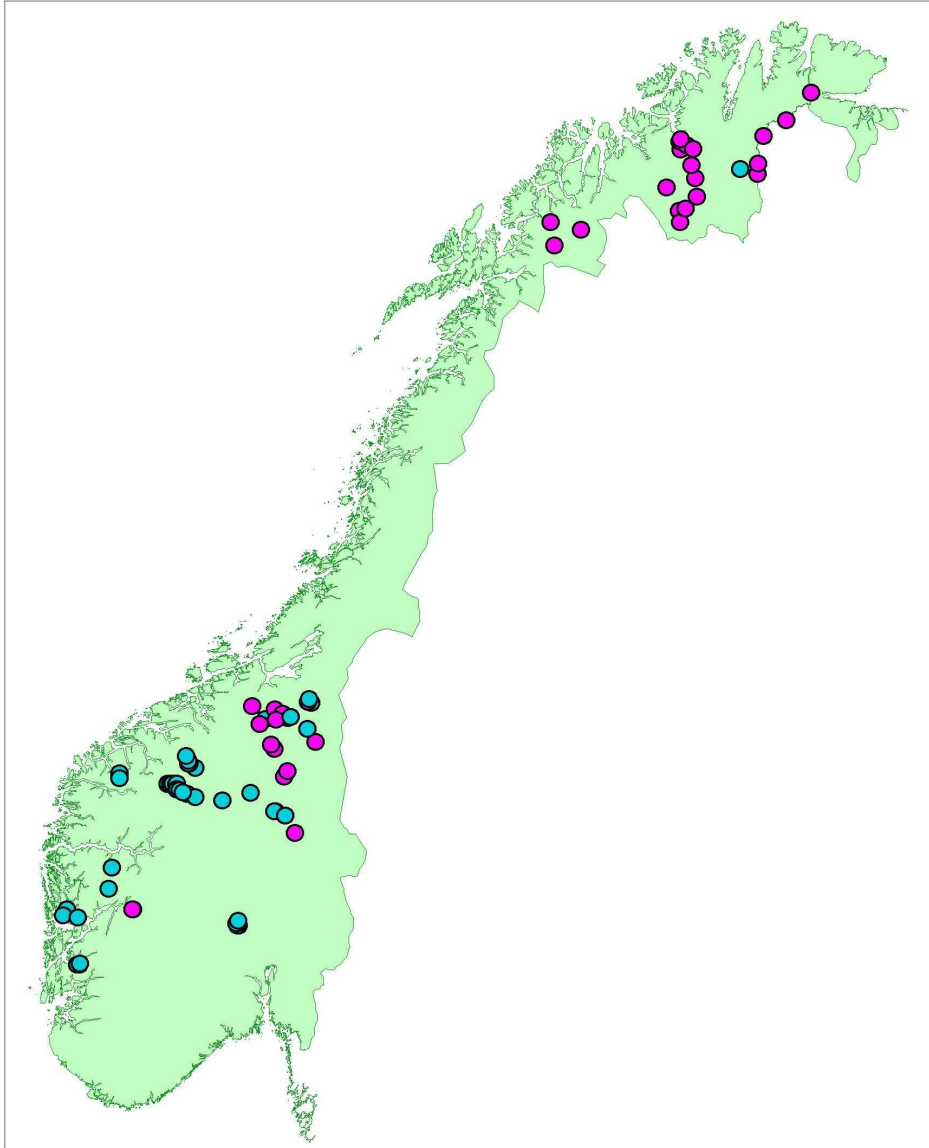
Typene 0 og 17 er også forskjellige, men datasettene er for små til å si at resultatet er signifikant med 95% sannsynlighet. Type 17 ($n=4$), er humuselver, som har lokalitetsscore som ligger på grensen til de

kalkrike elvene. Det er ofte hevdet at humus demper virkningen av surt vann (Dickson 1978) og sånn sett er det ikke overraskende at humuselver er forholdsvis like de mer kalkrike elvene.

Da vi ikke har tilstrekkelig antall datasett i humøse elvetyper og heller ikke i fjellelver, er det ikke mulig å skille mellom *klare* og *humøse* elvetyper og heller ikke mellom fjellelver og boreale elver. All erfaring tilsier imidlertid at det er forskjeller på begroingsamfunn i humøse og klare lokaliteter, selv om lokalitetene ellers er like mht. størrelse osv. Vi har også data som tilsier at bl.a. antall grønnalger reduseres i alpine områder i forhold til lavereliggende (Lindstrøm og Johansen 1997). Denne analysen ville derfor øke betraktelig i verdi/utsagnskraft dersom materialet ble supplert med datasett fra markert humøse referanselokaliteter og fra alpine. Dette er nettopp elvetyper der det kan forventes å skje endringer. De predikerte klimaendringene vil bl.a. forårsake økende temperatur (høyere skoggrense) og nye avrenningsmønstre som trolig vil øke vannets humus-innhold. Dette tilsier at datamaterialet bør suppleres med humøse og alpine referanselokaliteter. Med tanke på representativitet for norske forhold er, som nevnt ovenfor, alpine datasett særlig viktige.



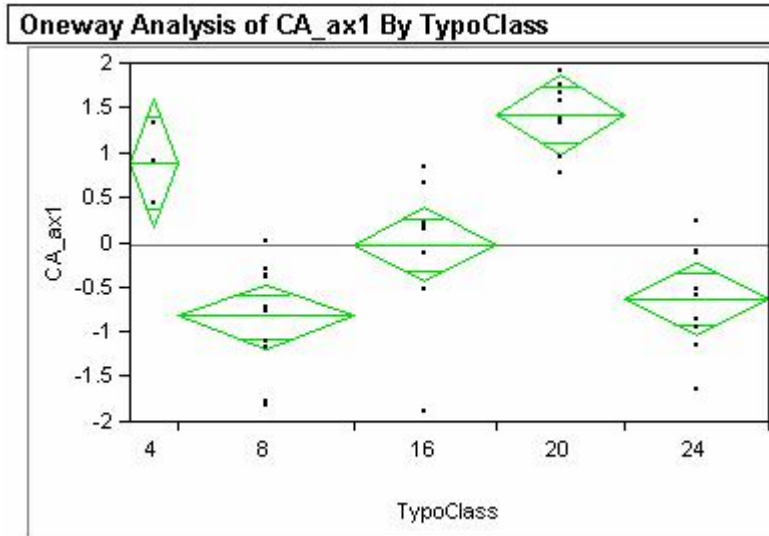
Figur 17. Elvetyper basert på begroingsalgedata (Lindstrøm), for forklaring se tekst.



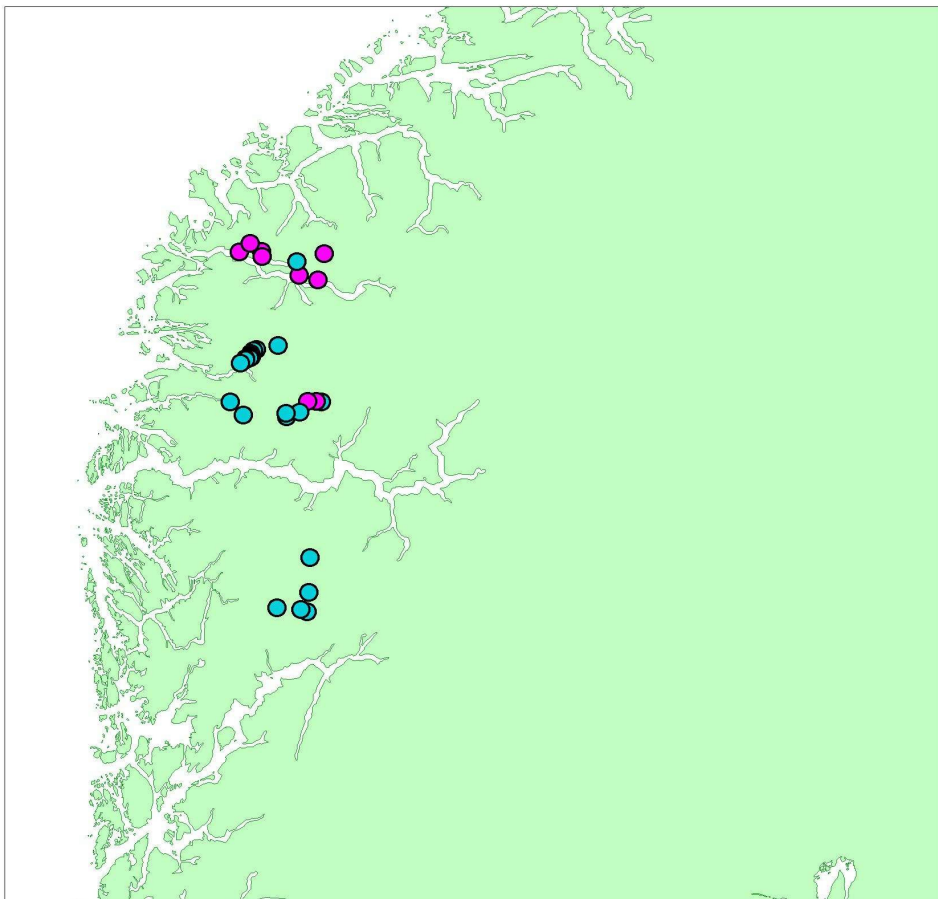
Figur 18. Geografisk fordeling av de to hovedkategoriene av elvetyper ut fra begroingsalger: Fiolett = kalkrike EAL1, Lys blå = kalkfattige EAL2

4.4.8 Validering av elvetyper basert på bunnfauna

Også for dette materialet ble det funnet signifikant forskjell mellom to hovedkategorier av elvetyper. I dette tilfelle var det størrelsen på nedbørfeltet som skilte de to kategoriene: svært små og små elver i den ene gruppen (REL1) og middels store i den andre (REL2). **Figur 19** og **Figur 20**.



Figur 19. Elvetyper basert på bunnfauna (Raddum). For forklaring, se tekst.



Figur 20. Geografisk plassering av de to hovedtypene elver: Fiolette: svært små (REL1)
Lys blå: middels store (REL2)

4.4.9 Konsekvenser av den biologiske valideringen for typeinndelingen

Den biologiske valideringen som er gjort så langt viser at kalkinnhold er av signifikant betydning for artssammensetningen av alle organismegrupper der det foreligger data fra både kalkrike og kalkfattige lokaliteter (**Tabell 8**). Kalkrike lokaliteter har altså signifikant forskjellig referansetilstand fra kalkfattige lokaliteter. I neste fase av prosjektet bør de kalkfattige vanntypene deles i to kategorier for å redusere variasjonen i artssammensetning innen denne vanntypen. Dette er nødvendig da både bunnfauna, litorale krepsdyr og begroingsalger viser klare forskjeller i artssammensetning i lokaliteter med Ca-innhold < 1-2 mg/L versus lokaliteter med Ca-innhold fra 2-4 mg/L.

Tabell 8. Oversikt over hvilke typekriterier som har gitt signifikant forskjellige biosamfunn for ulike organismegrupper. + = signifikant forskjell påvist, - = signifikant forskjell ikke påvist, ? = signifikant forskjell ikke påvist, men dette kan skyldes manglende data.

a) innsjøer

Organisme-gruppe	Klimaregion	Størrelse	Dybde	Ca-innhold	Humusinnhold
Fytoplankton	? (ingen data fra fjellområder)	-	-	+	? (lite data om humusinnhold)
Litorale krepsdyr	+	? (kun data fra små innsjøer)	? (svært få data fra dype innsjøer)	+	+
Vannplanter	? (kun data fra lavlandssjøer)	? (kun data fra små innsjøer)	? (mangler data fra dype innsjøer)	+	+
Bunnfauna	? (ingen data fra lavlandet)	? (kun data fra små innsjøer)	? (mangler data fra dype innsjøer)	? (mangler data fra kalkrike innsjøer)	? (mangler data fra humusvann)
Fisk	? (ingen data fra lavlandet)	? (kun data fra små innsjøer)	? (mangler data fra dype innsjøer)	? (mangler data fra kalkrike innsjøer)	? (mangler data fra humusvann)

b) elver

Organisme-gruppe	Klimaregion	Størrelse	Ca-innhold	Humusinnhold
Begroings-alger	? (ingen data fra fjellområder)	-	+	? (lite data om humusinnhold)
Bunnfauna	? (ingen data fra fjellområder)	+	? (ingen data fra kalkrike elver)	? (ingen data fra humøse elver)

Humusinnholdet ser også ut til å være av signifikant betydning for flere organismegrupper, mens klimaregion kun viste signifikant forskjell for en av organismegruppene (litorale krepsdyr), men dette kan skyldes manglende data fra en av klimaregionene for de andre organismegruppene. For kriteriene størrelse og dybde har vi ikke funnet signifikante forskjeller for noen av organismegruppene, med unntak av bunnfauna i elver, der størrelsen på nedbørfeltet hadde betydning for artssammensetningen (**Figur 19**). Manglende betydning av størrelse og dybde for de andre organismegruppene kan som sagt skyldes begrensninger i datamaterialet, samt manglende testing av artsantall (som er den biologiske egenskapen som er kjent å være relatert til størrelse og dybde) og biomasse.

Med alle begrensningene som foreligger i datamaterialet er det ikke tilrådelig å slå sammen vanntyper foreløpig. Den nødvendige oppdeling av kalsiumgradienten fra 2 til 3 kategorier vil tvert imot øke antall vanntyper med 1/3 i forhold til typeinndelingen som er vist foran i rapporten.

4.5 Beskrivelse av referansetilstand for validerte vanntyper

Pga. datasettenes minimale overlapping (dvs. svært få vanntyper er representert med mer enn 1 organismegruppe) presenteres referansetilstanden for de validerte vanntypene for hver av de benyttede organismegruppene. Beskrivelsen er begrenset til å gi oversikt over det typiske artsinventaret i de signifikant forskjellige vanntypene. En mer fullstendig beskrivelse av referansetilstanden for de enkelte vanntypene inkludert biomasse/individtetthet og artsantall vil måtte avvende tilfang av mer data og flere statistiske analyser, evt. supplert med litteraturstudier, modellbetraktninger og ekspertskjønn i et evt. oppfølgingsprosjekt.

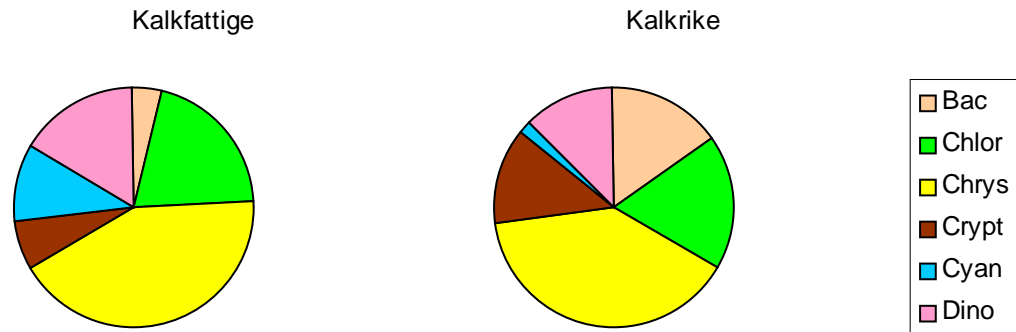
4.5.1 Planteplankton i innsjøer

For planteplankton var det kun kalkinnholdet som viste signifikant betydning for artssammensetningen blant alle de undersøkte parametrene. Manglende data fra fjellsjøer gjør det imidlertid vanskelig å si at klimaregioner ikke har noen betydning. Når det gjelder humusinnhold er datagrunnlaget for spinkelt til å kunne gi noen entydig konklusjon. Innsamling av data for fargetall fra flere av planteplanktonlokalitetene vil kunne gi et vesentlig større datamateriale som kan brukes til å vurdere betydningen av humus for artssammensetningen av planteplankton. Innsjøstørrelse og dybde ble ikke funnet å ha betydning for artssammensetningen og tilsier mulighet for sammenslåing av størrelseskategorier og dybdekategorier. Før dette evt. gjøres må imidlertid effekten av størrelse og dybde på total planteplanktonbiomasse analyseres, da biomasse er ett av de nødvendige kriterier som skal inngå i beskrivelse av referansetilstand og fastsettelse av økologisk status. En slik analyse bør inngå i oppfølgingsprosjektet.

Nedenfor beskrives artssammensetning for kalkrike kontra kalkfattige referansesjøer, som et første skritt på veien mot en mer fullstendig beskrivelse av referansetilstanden for disse to vannkjemiske kategoriene (**Tabell 9**). Listen viser at blant de 15-20 mest hyppig registrerte og eller karakteristiske artene i begge typer innsjøer, er de fleste felles. Lenger nede på listen blir det flere arter som er separate for enten den ene eller den andre kategorien. En typisk karakterart for mange kalkfattige innsjøer er blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima*. Dette er en ikke-toksinproduserende art, som er vanlig i næringsfattige innsjøer. Viktige karakterarter for kalkrike innsjøer er diatomeer (= kiselalgene), bl.a. *Asterionella formosa* og dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*. Dette er arter som vanligvis opptrer i mer næringsrike lokaliteter.

Tabell 9. Artssammensetning av planteplankton i kalkrike versus kalkfattige innsjøer. Artslisten angir de 50 artene som var mest karakteristiske og/eller hyppig forekommende de to kategoriene, sortert etter relativt bidrag til lokalitetsscoren. Arter som er separate for enten den ene eller den andre kategorien er markert med grått. Algeklasse er også angitt: Cyan = Cyanobakterier (blågrønnalger), Bac = Bacillariophyceae (diatomeer, kiselalger), Chrys = Chrysophyceae (gullalger), Chlor = Chlorophyceae (grønnalger), Dino = Dinophyceae (dinoflagellater), Xantho = Xanthophyceae (gulgrønnalger), Crypt = Cryptophyceae (cryptomonader, svelgflagellater), Hapto = Haptophyceae (svepeflagellater)

Kalkrike innsjøer, typiske arter	klasse	score	Kalkfattige innsjøer, typiske arter	klasse	score
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	Crypt	5,7 %	Merismopedia tenuissima	Cyan	9,7 %
Dinobryon sociale v.americanum	Chrys	5,3 %	Gymnodinium cf.lacustre	Dino	7,3 %
Dinobryon crenulatum	Chrys	5,0 %	Chrysolykos skujai	Chrys	6,6 %
Gymnodinium cf.lacustre	Dino	5,0 %	Dinobryon crenulatum	Chrys	6,4 %
Chrysolykos skujai	Chrys	4,8 %	Oocystis submarina v.variabilis	Chlor	5,5 %
Pseudokephyrion entzii	Chrys	4,5 %	Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	Dino	5,2 %
Cyclotella glomerata	Bac	3,4 %	Pseudokephyrion entzii	Chrys	4,2 %
Cyclotella radiosa	Bac	3,4 %	Dinobryon sociale v.americanum	Chrys	3,8 %
Katablepharis ovalis	Crypt	3,4 %	Bitrichia chodatii	Chrys	3,5 %
Oocystis submarina v.variabilis	Chlor	3,2 %	Monoraphidium dybowskii	Chlor	3,0 %
Monoraphidium griffithii	Chlor	3,1 %	Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	Crypt	2,7 %
Monoraphidium dybowskii	Chlor	2,6 %	Monoraphidium griffithii	Chlor	2,6 %
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	Dino	2,6 %	Dinobryon borgei	Chrys	2,2 %
Gymnodinium cf.uberrimum	Dino	2,2 %	Dinobryon cylindricum var.alpinum	Chrys	2,2 %
Kephyrion litorale	Chrys	2,1 %	Spiniferomonas bourellyi	Chrys	2,1 %
Asterionella formosa	Bac	2,0 %	Gymnodinium cf.uberrimum	Dino	2,0 %
Dictyosphaerium subsolitarium	Chlor	2,0 %	Katablepharis ovalis	Crypt	2,0 %
Spiniferomonas bourellyi	Chrys	2,0 %	Kephyrion Boreale	Chrys	1,8 %
Bitrichia chodatii	Chrys	1,9 %	Dictyosphaerium subsolitarium	Chlor	1,6 %
Dinobryon cylindricum var.alpinum	Chrys	1,9 %	Cryptomonas marssonii	Crypt	1,5 %
Dinobryon borgei	Chrys	1,8 %	Mallomonas akrokomos (v.parvula)	Chrys	1,2 %
Aulacoseira alpigena	Bac	1,5 %	Pseudokephyrion taeniatum	Chrys	1,2 %
Ceratium hirundinella	Dino	1,4 %	Cyclotella radiosa	Bac	1,0 %
Cryptomonas marssonii	Crypt	1,3 %	Gymnodinium albulum	Dino	1,0 %
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	Chrys	1,3 %	Dinobryon korshikovii	Chrys	0,9 %
Dinobryon suecicum	Chrys	1,2 %	Isthmochloron trispinatum	Xanth	0,9 %
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	Chlor	1,2 %	Monoraphidium komarkovae	Chlor	0,9 %
Stephanodiscus hantzschii	Bac	1,2 %	Ceratoneis arcus	Bac	0,8 %
Cryptaulax vulgaris	Crypt	0,9 %	Dinobryon suecicum	Chrys	0,8 %
Paramastix conifera	Chlor	0,9 %	Scourfieldia cordiformis	Chlor	0,8 %
Planktothrix agardhii	Cyan	0,9 %	Tabellaria flocculosa	Bac	0,8 %
Stichogloea doederleinii	Chlor	0,9 %	Crucigenia tetrapedia	Chlor	0,7 %
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	Chlor	0,9 %	Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	Chlor	0,7 %
Cryptomonas erosa	Crypt	0,8 %	Thelesphaeria alpina	Chlor	0,7 %
Aulacoseira subarctica	Bac	0,7 %	Kephyrion litorale	Chrys	0,6 %
Tabellaria fenestrata	Bac	0,7 %	Stichogloea doederleinii	Chlor	0,6 %
Anabaena solitaria f.planctonica)	Cyan	0,6 %	Ankyra lanceolata	Chlor	0,5 %
Chrysolykos planctonicus	Chrys	0,6 %	Mallomonas crassisquama	Chrys	0,5 %
Cosmarium sphagnicolum v.pach.	Chlor	0,6 %	Paramastix conifera	Chlor	0,5 %
Kephyrion Boreale	Chrys	0,6 %	Aulacoseira alpigena	Bac	0,4 %
Rhizosolenia longiseta	Bac	0,6 %	Cyclotella glomerata	Bac	0,4 %
Botryococcus braunii	Chlor	0,5 %	Mallomonas allorgei	Chrys	0,4 %
Chrysochromulina parva	Hapto	0,5 %	Pseudokephyrion alaskanum	Chrys	0,4 %
Mallomonas crassisquama	Chrys	0,5 %	Rhizosolenia longiseta	Bac	0,4 %
Scourfieldia cordiformis	Chlor	0,5 %	Anabaena flos-aquae	Cyan	0,3 %
Uroglena americana	Chrys	0,5 %	Botryococcus braunii	Chlor	0,3 %
Chrysococcus rufescens	Chrys	0,4 %	Chrysococcus cordiformis	Chrys	0,3 %
Cyclotella kützingiana	Bac	0,4 %	Crucigenia quadrata	Chlor	0,3 %



Figur 21. Taksonomisk sammensetning av algeklasser i kalkrike versus kalkfattige innsjøer, basert på summen av relativ score for alle artene innen hver algeklasse fra **Tabell 9**.

Cyan = Cyanobakterier (blågrønnalger), Bac = Bacillariophyceae (diatomeer, kiselalger), Chrys = Chrysophyceae (gullalger), Chlor = Chlorophyceae (grønnalger), Dino = Dinophyceae (dinoflagellater), Xantho = Xanthophyceae (gulgrønnalger), Crypt = Cryptophyceae (cryptomonader, svelgflagellater), Hapto = Haptophyceae (svepeflagellater).

Fordelingen av den relative betydningen av algeklasser i de to vanntypene er forholdsvis lik, bortsett fra et noe større innslag av diatomeer i de kalkrike enn i de kalkfattige innsjøer, og et noe større innslag av blågrønnalger i de kalkfattige innsjøer (**Figur 21**). Større innslag av blågrønnalger i de kalkfattige lokalitetene skyldes i all hovedsak den ikke toksin-produserende arten *Merismopedia tenuissima*, som vanligvis opptrer i næringsfattige lokaliteter. Diatomeene i de kalkrike lokalitetene omfatter arter som er noe mer næringskrevende enn de som er vanlige i kalkfattige lokaliteter.

Ytterligere beskrivelse av referansetilstanden bør gjøres i neste fase, da basert på nye statistiske analyser av planteplankton biomasse, og av et utvidet datasett for artssammensetning og klassesammensetning (noe som vil være av særlig interesse for forvaltningen) etter en evt. innsamling av fargedata.

4.5.2 Litorale krepsdyr i innsjøer

Tabell 10 viser typisk artssammensetning av litorale krepsdyr i kalkrike/humusrike skogssjøer kontra kalkfattige fjellsjøer. *Bosmina longispina*, *Heterocope saliens* og *Alonopsis elongata* var felles for de to vanntypene: Kre 1: svært små og grunne skogssjøer med mye humus eller høyt kalkinnhold og Kre2: kalkfattige, små, dype skogssjøer og svært små, grunne fjellsjøer, og er også blant de fire vanligste artene i de to gruppene. *Thermocyclops oithonoides*, *Mesocyclops leuckarti*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Heterocope appendiculata* er unike for Kre1, og har samtidig har fått en høy rangering i denne gruppen. Tilsvarende var *Mixodiaptomus laciniatus* og *Arctodiaptomus laticeps* unike for Kre2 og høyt rangert i denne kategorien. Disse artene kan dermed anses som typiske arter for disse to innsjøtypene.

Det var ikke uventet at *B.longispina*, *H. saliens* og *A. elongata* scoret høyt i begge kategoriene da disse artene hører til de vanligste krepsdyrene i Norge og finnes i de fleste innsjøtyper. *H. saliens* er riktignok ikke funnet lenger nord enn til Senja, mens *A. elongata* mangler i næringsrike sjøer (TOT P > 30 µg/l). *Thermocyclops oithonoides* fins bare på lavlandet østafjells og ofte i sameksistens med *Mesocyclops leuckarti*. Disse hoppekrepsartene er vanlige i både sterkt humøse vann og i næringsrike lokaliteter, hvilket er i samsvar med beskrivelsen av Kre1. *Thermocyclops oithonoides* er en liten art

som indikerer høy fiskepredasjon. Humøse vann på østlandet har ofte tette abborbestander, mens næringsrike vann har høye tettheter av karpefisk. De to nevnte hoppekrepsartene ble funnet sammen i åtte av 10 vann i Kynnavassdraget (Sandlund & Halvorsen 1980), et arbeide som bidrar med en betydelig andel av vannene i Kre1. *H. appendiculata*, som også scoret høyt og var unik for Kre1, er en østlig lavlandsart (<1000 m o.h.).

Tabell 10. Typisk artssammensetning av litorale krepsdyr i kalkrike eller humusrike skogssjøer versus kalkfattige fjellsjøer. Artslisten angir de mest karakteristiske og/eller hyppig forekommende artene i de to kategoriene, sortert etter relativt bidrag til lokalitetsscoren. Arter som er separate for enten den ene eller den andre kategorien er markert med grått. Krepsdyr-orden også angitt: cop = Copepoda (hoppekreps), clad = Cladocera (vannlopper).

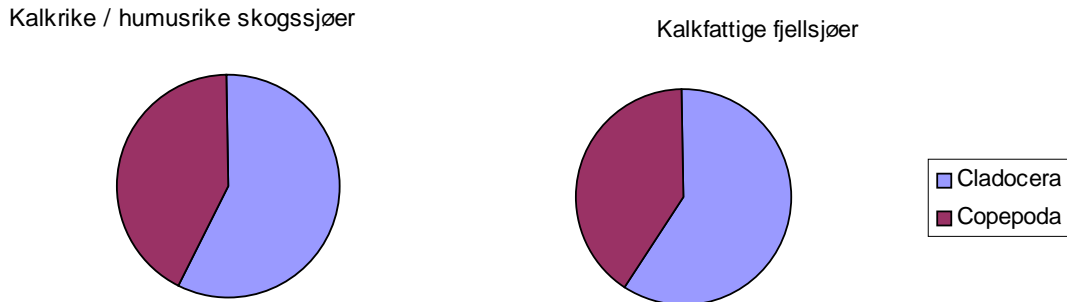
kalkrike eller humusrike skogssjøer Kre1	orden	relativ score	kalkfattige fjellsjøer Kre2	orden	relativ score
Bosmina longispina	clad	9,7 %	Bosmina longispina	clad	17,0 %
Mesocyclops leuckartii	cop	8,8 %	Alonopsis elongata	clad	15,5 %
Heterocope saliens	cop	8,7 %	Heterocope saliens	cop	14,8 %
Alonopsis elongata	clad	7,7 %	Mixodiaptomus laciniatus	cop	8,1 %
Thermocyclops oithonoides	cop	7,5 %	Arctodiaptomus laticeps	cop	6,3 %
Chydorus sphaericus	clad	5,2 %	Chydorus sp?	clad	4,4 %
Diaphanosoma brachyurum	clad	4,4 %	Polyphemus pediculus	clad	4,2 %
Heterocope appendiculata	cop	4,0 %	Chydorus sphaericus	clad	3,8 %
Peracantha truncata	clad	3,5 %	Diacyclops nanus	cop	3,8 %
Acantholebris curvirostris	clad	3,5 %	Acroperus harpae	clad	3,8 %
Eucyclops macrurus	cop	3,5 %	Acanthodiaptomus denticornis	cop	3,4 %
Eudiaptomus gracilis	cop	3,4 %	Eurycercus lamellatus	clad	3,1 %
Simocephalus serrollatus	clad	3,2 %	Graptoleberis testudinaria	clad	2,7 %
Diacyclops nanus	cop	3,2 %	Acanthocyclops capillatus	cop	1,6 %
Alona guttata	clad	3,1 %	Ceriodaphnia quadrangula	clad	1,2 %
Scapholeberis mucronata	clad	2,9 %	Rhynchotalona falcata	clad	1,2 %
Polyphemus pediculus	clad	2,8 %	Alona affinis	clad	1,0 %
Ceriodaphnia sp?	clad	2,7 %	Eucyclops serrulatus	cop	0,9 %
Eurycercus lamellatus	clad	2,2 %	Alonella excisa	clad	0,6 %
Paracyclops affinis	cop	2,1 %	Diaptomus rostris	cop	0,6 %
Ceriodaphnia reticulata	clad	2,0 %	Acanthocyclops vernalis	cop	0,5 %
Alonella exigua	clad	2,0 %	Alona quadrangularis	clad	0,5 %
Diacyclops sp?	cop	1,9 %	Macrocyclops fuscus	cop	0,5 %
Chydorus ovalis	clad	1,8 %	Eucyclops speratus	cop	0,4 %

Den calanoide hoppekrepsarten *Mixodiaptomus laciniatus*, som kun ble funnet i høyfjellslokalitetene i Vassfaret, er rangert som nr 4 i Kre2. Denne arten er imidlertid en konkurransesvak art som er funnet i alle typer lokaliteter, fra pytter ute ved kysten og til høyfjellslokaliteter. Dersom utgangspunktet for analysene hadde bestått av et større materiale ville denne arten derfor ikke vært en karakterart for Kre2. At Kre2 består av høyere liggende lokaliteter blir bekreftet av at *D. brachyurum* mangler. Denne er aldri funnet over 1000 m o.h., mens den er meget vanlig i lavlandet. *A. laticeps* har en utbredelse som utelukker at det inngår lokaliteter fra de sørligste og nordligste delene av landet i Kre2.

Krepsdyranalysene er basert på relativt få arbeider, der ett arbeide fra et begrenset område (Vassfaret, Eie 1972) bidrar med ca halvparten av innsjøene. Utsagnskraften ville blitt en helt annen dersom en større del av databasen på krepsdyr (>2700 vann) kunne vært inkludert i analysene. Årsaken til at så få lokaliteter kunne tas med i denne foreløpige analysen er at kun en liten andel av det totale materialet er fra tilnærmet upåvirkede innsjøer, og av disse manglet de fleste lokalitetene data om humusinnhold. At høyde over havet og næringsinnhold (uttrykt ved høyere kalkinnhold og/eller humusinnhold) er viktigere for forekomsten til litorale krepsdyr enn innsjødybde, er i tråd med forventningen. Både

grunne og dype innsjøer kan ha en godt utviklet litoralsone, slik at innsjødybde ikke vil ha noen vesentlig betydning for artssammensetningen av litorale krepsdyr.

Det er ingen forskjell for fordelingen av hovedgruppene vannlopper og hoppekreps på de to innsjøtypene (**Figur 22**).



Figur 22. Fordeling av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) i kalkrike / humurike skogssjøer versus kalkfattige fjellsjøer.

4.5.3 Vannvegetasjon i innsjøer

Vurderingene bygger på analyse av et lite materiale, totalt 24 innsjøer fordelt på 5 innsjøtyper (dvs. 3-8 innsjøer) i hver type, og vil derfor være helt foreløpige. Datamaterialet bør utvides for å gi sikrere resultater. Sannsynligvis kan datamaterialet forbedres (utvides) betraktelig ved å supplere med en enkel feltrunde (vannkjemi).

FLO1 inkluderer følgende innsjøtyper:

2 - lavland, grunne, små, kalkrike, klare

22 - lavland, svært grunne, svært små, kalkrike, klare

FLO2 inkluderer:

21 - lavland, svært grunne, svært små, kalkfattige, humøse

23 - lavland, svært grunne, svært små, kalkrike, humøse

(7 - lavland, grunne, svært små, kalkrike, humøse)

Tabell 11 viser den typiske artssammensetningen av vannplanter i disse to hovedkategoriene av innsjøtyper. Noen av de vanligste artene i klarvannsinnsjøene (FLO1) er; *Myriophyllum sibiricum*, *Potamogeton praelongus*, *Ranunculus confervacea*, *Potamogeton gramineus*, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton filiformis*. Disse artene er vanlige i kalkrike, ikke humøse innsjøer. Andre arter, f.eks. *Hippuris vulgaris* er også vanlig forekommende i andre innsjøtyper. Stor forekomst av *Myriophyllum sibiricum*, *Potamogeton praelongus* og *Ranunculus confervacea* antyder en overvekt av nord-norske innsjøer i datamaterialet. Kransalgene innenfor *Chara*-slekten, *Chara delicatula*, *Chara aspera* og *Chara globularis*, er særlig knyttet til kalkrike innsjøer ($\text{Ca} > \text{ca. } 4\text{mg/l}$), men kommer ganske langt ned på lista i denne innsjøtypen. Også *Potamogeton friesii* ser ut til å være spesielt knyttet til kalkrike innsjøer, men er en sjelden art i Norge. Ellers inneholder lista flere arter som er vanlige i mange innsjøtyper.

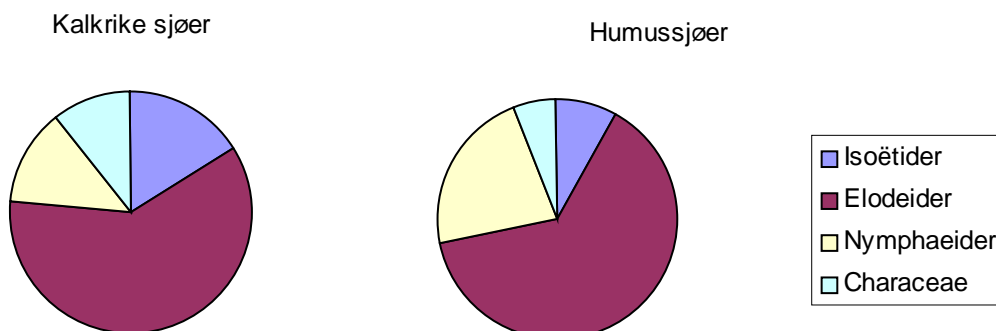
De vanligste artene i de humøse innsjøene (FLO2); *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus*, *Utricularia minor*, *Nymphaea alba*, *Sparganium angustifolium* er vanligst i sure innsjøer. Selv om noen av innsjøene i denne gruppa er kalkrike, gjenspeiler artene antakeligvis det ugunstig substratet (hovedsaklig torv) i strandsona i de humøse innsjøene. Også i denne gruppa er det flere arter som forekommer i mange innsjøtyper. De vanligste artene i gruppa ser imidlertid ut til å stemme for svært små, humøse innsjøer. Utskilning av type 7 fra denne gruppa skyldes muligens at innsjøene her er noe større og derfor har større innslag av gunstigere substrat (ikke bare torv).

Tabell 11. Typisk artssammensetning av vannplanter i kalkrike klarvannssjøer versus humussjøer. Artslisten angir de mest karakteristiske og/eller hyppig forekommende artene i de to kategoriene, sortert etter relativt bidrag til lokalitetsscoren. Arter som er separate for enten den ene eller den andre kategorien er markert med grå farge. Gruppe angir funksjonell inndeling: Elodeider (langskuddsplanter), Nymphaeider (flytebladsplanter), Isoetider (kortsuddsplanter), Characeae (kransalger).

Kalkrike klarvannsinnsjøer (FLO1)	gruppe	relativ score	Humøse innsjøer (FLO2)	gruppe	relativ score
Myriophyllum sibiricum	Elodeider	9,9 %	Potamogeton polygonifolius	Elodeider	18,2 %
Potamogeton praelongus	Elodeider	7,9 %	Juncus bulbosus	Elodeider	14,2 %
Ranunculus confervacea	Elodeider	7,5 %	Utricularia minor	Elodeider	13,9 %
Potamogeton gramineus	Elodeider	7,1 %	Nymphaea alba	Nymphaeider	9,4 %
Hippuris vulgaris	Elodeider	6,6 %	Sparganium angustifolium	Nymphaeider	8,2 %
Potamogeton perfoliatus	Elodeider	6,6 %	Potamogeton natans	Nymphaeider	4,6 %
Potamogeton filiformis	Elodeider	6,4 %	Lobelia dortmanna	Isoëtider	4,5 %
Subularia aquatica	Isoëtider	4,8 %	Potamogeton filiformis	Elodeider	3,6 %
Sparganium angustifolium	Nymphaeider	4,1 %	Potamogeton gramineus	Elodeider	2,7 %
Callitriche hamulata	Elodeider	3,8 %	Isoetes lacustris	Isoëtider	2,5 %
Isoetes setacea	Isoëtider	3,6 %	Potamogeton perfoliatus	Elodeider	2,5 %
Nitella opaca	Characeae	3,2 %	Hippuris vulgaris	Elodeider	1,8 %
Chara delicatula	Characeae	3,2 %	Utricularia intermedia	Elodeider	1,8 %
Chara aspera	Characeae	3,1 %	Chara delicatula	Characeae	1,8 %
Nymphaea alba	Nymphaeider	3,1 %	Chara aspera	Characeae	1,8 %
Isoetes lacustris	Isoëtider	3,0 %	Myriophyllum alterniflorum	Elodeider	1,6 %
Potamogeton natans	Nymphaeider	2,7 %	Callitriche hamulata	Elodeider	1,4 %
Lobelia dortmanna	Isoëtider	2,7 %	Chara globularis	Characeae	1,4 %
Nuphar lutea	Nymphaeider	1,8 %	Isoetes setacea	Isoëtider	1,3 %
Juncus bulbosus	Isoëtider	1,6 %	Nitella opaca	Characeae	0,9 %
Potamogeton friesii	Elodeider	1,5 %	Potamogeton alpinus	Elodeider	0,7 %
Myriophyllum alterniflorum	Elodeider	1,4 %	Sparganium emersum	Nymphaeider	0,5 %
Sparganium emersum	Nymphaeider	1,4 %	Ranunculus reptans	Isoëtider	0,4 %
Chara globularis	Characeae	1,0 %	Potamogeton berchtoldii	Elodeider	0,3 %
Utricularia intermedia	Elodeider	0,8 %			
Ranunculus reptans	Isoëtider	0,7 %			
Potamogeton alpinus	Elodeider	0,4 %			
Potamogeton berchtoldii	Elodeider	0,3 %			

Fordelingen av hovedgruppene av vannplanter på de to vanntypene viser en noe større betydning av flytebladsplanter (nymphaeider), og noe mindre betydning av kortsuddsplanter og kransalger i humussjøer kontra kalkrike klarvannssjøer. Dette er relatert til de dårlige lysforholdene og det lave kalkinnholdet i de fleste humussjøer, som gir dårlige vekstvilkår for kortsuddsplanter (isoetider) og

kransalger (Characeae). I begge innsjøtypene er langskuddsplantene (elodeidene) den mest betydningsfulle gruppen av vannplanter.



Figur 23. Fordeling av funksjonelle grupper av vannplanter i de to vanntypene.

4.5.4 Litoral bunnfauna i innsjøer

Det eksisterende datasettet for bunndyr i innsjøer er begrenset siden de fleste undersøkelser er utført i sjøer som har blitt regulert eller har annen menneskelig påvirkning. Dette begrenser utvalget og gjør at mange datasett blir ekskludert, fordi de ikke kan benyttes som referanselokaliteter.

Som nevnt i avsn. 4.4.5 ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom de tre innsjøtypene som var representert i dette materialet. Alle tre typene var små, grunne, kalkfattige innsjøer i fjellet eller i skogsområder i Sør-Norge. Manglende signifikans her kan skyldes lav teststyrke (0.25), dvs. sannsynligheten for å kunne påvise forskjeller mellom klassene i dette tilfellet var temmelig lav, pga. et lite antall lokaliteter (16 innsjøer fordelt på 3 typer). Artslisten består derfor av typiske arter for denne type sjøer med dominans av insektlarver innen gruppene fjærmygg, vårfluer og steinfluer. Fjærmyggfaunaen vil ikke bli behandlet videre her da gruppen er under bearbeiding/publisering i Emergeprosjektet.

Vårfluen *Apatania sp.* var en av de viktigste karakterartene for små og meget små kalkfattige sjøer i høyfjellet (**Tabell 12**). Arten ble ikke funnet i de boreale lokalitetene, men antall lokaliteter er for lavt til at *Apatania sp.* kan brukes som en "skilleorganisme". Andre vårfluer som var vanlige i høyfjellssjøer var *Chaetopteryx villosa* og ubestemte arter av slekten *Limnephilidae*. Den vanligste steinfluen i datasettet var *Nemoura cinerea*. Arten ble ikke funnet i de boreale sjøene. De andre steinfluene var *Capnia sp.* og *Diura nanseni*, men disse hadde lav forekomst i datasettet. De øvrige organismene i **Tabell 12** har også lav forekomst. Dette er som ventet siden arter som *Gammarus lacustris* og ulike arter av snegl først og fremst er knyttet til mer kalkholdige lokaliteter. Dette gjelder også for småmuslingene som i kalkfattig vann stort sett består av en art.

Det skal bemerkes at døgnfluene ikke ble rangert i dette datasettet. Det forekommer flere arter blant slektene *Baetis* og *Siphonurus*. Noen av disse er karakterarter for høyfjellet, men de finnes oftest i rennende vann. Også blant steinfluene er det karakterarter for høyfjellet, men i likhet med døgnfluene er også disse vesentlig knyttet til elver og bekker (se under avsnitt om bunnfauna i elver nedenfor).

Når det gjelder gruppesammensetning ser vi at steinfluer, vårfluer, snegler og marflo ble funnet i større grad i fjellsjøer enn i skogssjøer, mens linsekreps og småmuslinger var mer vanlige i skogssjøene. Da disse resultatene er basert på et meget begrenset materiale, der artssammensetningen ikke ble funnet å være signifikant forskjellig mellom de tre typene, er det ikke mulig å få noe riktig bilde av evt. forskjeller i artssammensetning av bunnfauna mellom disse innsjøtypene.

Tabell 12. Typisk artssammensetning av litoral bunnfauna i små kalkfattige skogssjøer og fjellsjøer. Tabellen angir de mest karakteristiske og/eller hyppig forekommende artene i de tre kategoriene, sortert etter relativt bidrag til lokalitetsscoren. Arter som er separate for fjellsjøene er markert med grå farge.

Art / gruppe	orden	kalkfattige skogssjøer	små, kalkfattige fjellsjøer	meget små, kalkfattige fjellsjøer
	antall innsjøer	3	9	4
		rel. score	rel.score	rel. score
Apatania sp.	vårflue	0,0 %	40,9 %	40,3 %
Nemoura cinerea	steinflue	0,0 %	17,1 %	25,3 %
Eurycercus lamellatus	linsekreps (vannloppe)	58,0 %	9,0 %	8,9 %
Pisidium spp.	småmuslinger	40,9 %	8,5 %	0,0 %
Capnia sp.	steinflue	0,0 %	9,4 %	9,2 %
Lymnea peregra	snegl (damsnegl)	0,0 %	5,4 %	7,9 %
Chaetopteryx villosa	vårflue	0,0 %	6,6 %	0,0 %
Gammarus lacustris	tangloppe (marflo)	0,0 %	2,7 %	7,9 %
Diura nanseni	steinflue	1,1 %	0,5 %	0,3 %

4.5.5 Fisk i innsjøer

Fangstutbyttet (CPUE) for ørret uttrykker fangsten pr. 100 m² garnareal pr. natt på oversiktsgarn, med maskevidder fra 5-55 mm. Disse garnene settes på ulike standardiserte dyp, men her inkluderes bare fangstene på 0-3 og 3-6 m dyp. Erfaringen viser at ørreten i hovedsak oppholder på gruntområder i strandsonen, og fangstene i de to dybdeintervallene er relativt like i ulike lokaliteter. Bare vann der ørret er eneste fiskeart er inkludert.

Fordelingen av CPUE - verdier i tre klasser viste små og ingen signifikante forskjeller i fangstutbytte (**Figur 15**). I utgangspunktet skulle en forvente tynnere bestander og lavere fangster i høyfjellslokaliteter. Dette skyldes forhold som at rekrutteringsforholdene for ørret i rennende vann vanligvis er dårligere og mer ustabile i høyfjellet enn i lavereliggende strøk. Dette skyldes at gytearealene kan være begrenset i størrelse, substratet er ikke optimalt pga for grov kornstørrelse, temperaturforholdene kan være ugunstige med tidlig innfrysing, samt at det kan forekomme perioder med lav vannføring etter gyting slik at eggene blir tørrlagt og eventuelt fryser inne. Et annet forhold som gjør at garnfangstene av ørret i høyfjellsjøer er lavere enn i boreale lokaliteter er at fisken vokser dårligere pga lavere temperatur, og dermed kommer den 1-2 år seinere inn i fangstene. På den annen side er det en tendens til økende levealder med økende høyde, noe som gjør at bestander i høyfjellsvatn har flere årsklasser enn boreale bestander. Men pga høy naturlig dødelighet består garnfangstene ved et prøvofiske som regel av få eldre fisk, slik at en høyere levealder ikke kompenseres for et lavere innslag av rekrutter. Det kan også være at ørreten i høyreliggende strøk oppholder seg lengre i bekkene før de vandrer ut i innsjøen, men dette avhenger av de lokale forholdene, som størrelse og vannføring i gytebekkene etc.

Når en ikke finner forskjeller i CPUE mellom lokaliteter i boreale strøk og høyfjellet, så kan det skyldes at det er få lokaliteter i hver type, som gir et dårlig statistisk grunnlag (totalt 13 tilsammen på alle typene). Manglende forskjeller kan også skyldes at de inkluderte fjellsjøene ikke er typiske, med

en lokalisering mellom 700-1324 m o h. Den høyestliggende lokaliteten er et relativt produktivt vann på Hardangervidda (Viuvatn), med skjoldkreps som ørretens viktigste næringsdyr og med flere gode gytebekker. Videre er ikke ”høyfjellssjøer” bare høyereliggende lokaliteter, men ut fra beliggenheten er et kystnært vann på Vestlandet også inkludert. Dette er en lokalitet med en god ørretbestand, noe som trekker gjennomsnittet for denne innsjøtypen opp. I en regional undersøkelse basert på 60 ørretbestander, som omfattet både skadede (pga forsuring) og ikke skadede bestander, ble det heller ikke funnet noen sammenheng mellom CPUE og lokalisering i en høydegradient.

Selv om det trolig finnes en sammenheng mellom bestandsstørrelse og klimaregion, vil dette ikke kunne påvises statistisk, før man kan teste fiskebestander fra et større antall innsjøer fra forskjellige geografiske regioner og med forskjellig areal og dybdeforhold.

4.5.6 Begroingsalger i elver

Datsett med begroingsobservasjoner fra totalt 103 kartfestede elvelokaliteter ble analysert. Ved inndelingen viste 11 elvetyper seg å ha for lite materiale ($n < 3$), derved falt 16 datsett ut. De resterende 87 fordelte seg på 12 typer, se **Tabell 7**. Bare 2 av disse omfatter humøse lokaliteter (Type 17, $n=4$ og Type 29, $n=4$). Det vil si at under 10% av det analyserte materialet representerer humøse lokaliteter. Elver i fjellet (klimaregion: høyland) er ikke med i analysen. Dette er en klar svakhet i materialet. To faktorer av grunnleggende betydning for primærprodusentene, *lys og temperatur*, blir derved delvis utelatt i analysen av de ulike elvetyperes betydning for utformingen av begroingssamfunnet. De 12 typene som er med i analysen omfatter følgende miljøfaktorer som er brukt i typeinndelingen: klimaregion (lavland, boreal), størrelse på nedbørfeltet og vannets kalkinnhold.

Sett i norsk sammenheng er det særlig fravær av alpine datsett som gjør materialet mangelfullt. Over 50% av Norges areal er definert som fjell, og det er særlig i fjellområdene evt. klimaendringer kan forventes å bli særlig tydelige. I de senere år har algeveksten i fjellelver økt i mange områder uten at årsaken til dette er klarlagt (Lindstrøm 2001??). Begroingsdata fra fjellelver bør derfor inkluderes i videreføringen av karakteriseringsarbeidet, dersom det skal være mulig å gi en noenlunde komplett karakteristikk av referansetilstand og økologisk status i alle viktige elvetyper i Norge. Materialet har heller ingen data fra sørlige deler av Sør-Norge, da alle lokaliteter fra denne regionen er påvirket av forsuring. Det er derfor usikkert om referansetilstanden for de kalkfattige lokalitetene i dette materialet er representativt for denne geografiske regionen.

Bare fastsittende alger er tatt med i datasettene og bare grupper som vanligvis er med i alle typer analyser. I noen tilfeller gjøres egne analyser av kiselalgesamfunnet. Disse kan ikke uten videre sammenliknes med kiselalgedata fra ordinære begroingsanalyser. Derfor er kiselalger ikke med i datasettene, bortsett fra noen få makroskopisk synlige og svært vanlige arter.

Tabell 13 viser forventet artssammensetning i de 2 hovedtypene som lot seg skille ut på grunnlag av det foreliggende materiale: Kalkrike og kalkfattige elver. Arter/taksa er rangert etter beregnet indikatorverdi kombinert med hyppighet av forekomst i materialet. Arter/taksa høyt oppe på listen bør således være typiske representanter for den aktuelle kategori. Kolonner med tall til høyre viser de ulike artenes relative vekt/indikatorverdi.

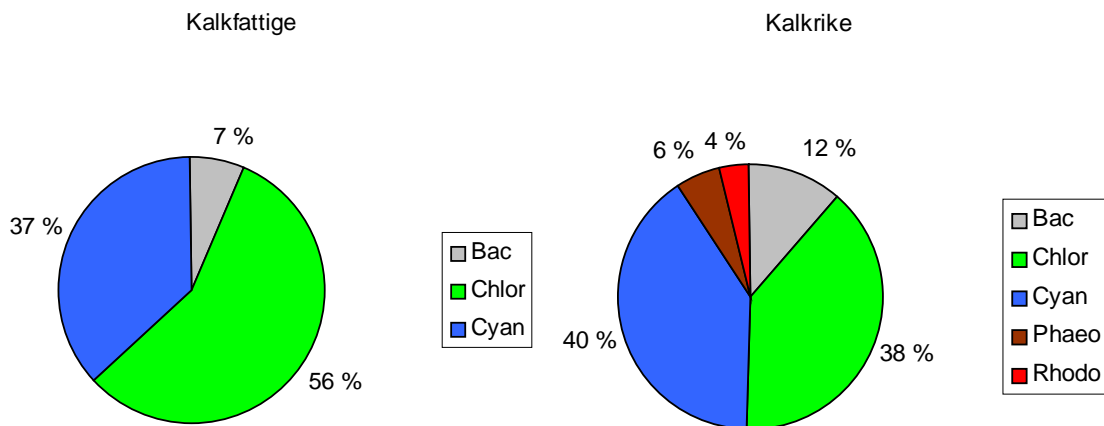
De aller fleste artene i **Tabell 13** er vanlige i norske vassdrag med liten til moderat forurensningspåvirkning og burde således representere typiske referansesamfunn. I de kalkfattige elvene gjelder dette praktisk talt alle de 50 første artene i **Tabell 13**. I de kalkrike elvene er det 7-8 sjeldne arter, dette er først og fremst arter som ikke er registret i de kalkfattige elvene (merket med

grått i tabellen), eks. *Tolypothrix sawizii*, *Tetraspora cylindrica*, *Coleochaete scutata* forma *lobata*, *Chaetophora elegans*, *Nostoc parmeloides* og *Spirogyra majuscula*.

Et forbausende stort antall arter er rangert blant de 50 første i begge kategorier. Dette kan bl.a. skyldes at datasettene er binære og ikke gir opplysninger om mengde. Kiselalgen *Tabellaria flocculosa*, er en av Norges aller vanligste alger, og vil opptre i alle datasett også de kalkrike. Stor forekomst får den imidlertid bare i næringsfattig, svakt surt og noe humøst vann, noe som bekreftes ved at denne arten har fått en høyere rangering i de kalkfattige elvene. En analyse som inkorporerer mengde ville ganske sikkert ha rangert *T. flocculosa* enda lenger ned i den kalkrike kategorien og dermed bidratt til et tydeligere skille mellom de to kategoriene. Rangering av slekten *Penium* øverst i de kalkfattige elvene var også overraskende. Dette er et eksempel på at binære data, fordi de ikke skiller på mengde, evner å fokusere på lite synlige organismer som vanligvis forekommer i små mengder. Slekten *Penium* er ikke bare rangert øverst i de kalkfattige elvene, men den forekommer overhodet ikke i de kalkrike. Det skulle tilsi at denne slekten har høy indikatorverdi mht. vannets kalkinnhold. De andre karakterartene i de kalkrike elvene er sjeldne og kan *ikke* regnes til det typiske norske referansesamfunn for denne kategorien.

Overraskende mange arter som normalt regnes som typiske for kalkrike vassdrag, forekommer også i de kalkfattige, mange er sogar rangert blant de 50 første. Det gjelder blant annet grønnalgene *Ulothrix zonata* og *Microspora amoena*. Dette skyldes trolig at grensen mellom lav og høy kalsium er satt ved 4 mg/l. Dette er ganske høyt i norsk målestokk. Lokalteter med kalsiuminnhold på 2-3 mg/l har så god bufferkapasitet at pH vanligvis er rundt nøytralt punktet det meste av året. Det er først når kalsiumnivået kommer godt under 2 mg/l at det skjer nevneverdige endringer i bufferkapasitet og pH. Alle vanlige typisk forsuringfølsomme arter vil således forekomme i kalsiumnivået 2-4 mg/l. Sett ut fra norske forhold hadde det derfor vært mer representativt å sette grensen mellom høy og lav kalsium ved 2 mg/l.

Fordelingen av algeklasser i kalkfattige kontra kalkrike elver viser at diatomeene har større relativ betydning, mens grønnalgene har mindre relativ betydning i de kalkrike enn i de kalkfattige elvene **Figur 24**. For blågrønnalgene er det ingen tydelig forskjell mellom disse elvetyperne. I de kalkrike elvene er også brunalger og rødalger representert, mens disse mangler i de kalkfattige elvene.



Figur 24. Relativ fordeling av klasser av begroingsalger i kalkrike kontra kalkfattige elver. Bac = Bacillariophyceae (diatomeer eller kiselalger), Chlor = Chlorophyceae (grønnalger), Cyan = Cyanobacteria (blågrønnalger), Phaeo = Phaeophyceae (brunalger), Rhodo = Rhodophyceae (rødalger)

Tabell 13. Typisk artssammensetning av begroingsalger i 2 hovedtyper av elver. Arter som bare er registrert i den ene elvetyper er markert med grått. Algeklasser: Bac = Bacillariophyceae (diatomeer eller kiselalger), Chlor = Chlorophyceae (grønnalger), Cyan = Cyanobacteria (blågrønnalger), Phaeo = Phaeophyceae (brunalger), Rhodo = Rhodophyceae (rødalger)

Kalkrike elver			Kalkfattige elver		
Navn	Alge-klasse	relativ score	Navn	Alge-klasse	relativ score
Didymosphenia geminata	Bac	7,3 %	Penium spp.	Chlor	10,1 %
Ulothrix zonata	Chlor	5,7 %	Hormidium rivulare	Chlor	7,8 %
Heribaudiella fluviatilis	Phaeo	5,6 %	Tabellaria flocculosa	Bac	5,5 %
Phormidium autumnale	Cyan	3,9 %	Binuclearia tectorum	Chlor	5,3 %
Tolypothrix sawizii	Cyan	3,8 %	Stigonema mamillosum	Cyan	5,1 %
Nostoc verucosum	Cyan	3,7 %	Cosmarium spp.	Chlor	4,0 %
Batrachospermum moniliforme	Rhodo	3,6 %	Schizothrix lacustris	Cyan	3,7 %
Nostoc sphaericum	Cyan	3,3 %	Hormidium flaccidum	Chlor	3,2 %
Microspora amoena	Chlor	3,2 %	Mougeotia a (6-12µ)	Chlor	3,0 %
Tetraspora cylindrica	Chlor	3,1 %	Homoeothrix sp1 (Hammatoidea)	Cyan	2,9 %
Tabellaria flocculosa	Bac	2,9 %	Zygonium sp3 (16-20µ)	Chlor	2,7 %
Rivularia biasolettiana	Cyan	2,9 %	Microspora palustris var. minor	Chlor	2,3 %
Coleochaete scutata forma lobata	Chlor	2,7 %	Microspora palustris	Chlor	2,3 %
Tolypothrix distorta	Cyan	2,5 %	Gloeocapsopsis magma	Cyan	2,2 %
Oedogonium b (13-18µ)	Chlor	2,4 %	Staurastrum spp.	Chlor	2,0 %
Mougeotia e (30-40µ)	Chlor	2,3 %	Phormidium hetropolare	Cyan	2,0 %
Oscillatoria spp.	Cyan	2,2 %	Chroococcus spp.	Cyan	1,9 %
Calothrix cypsophila	Cyan	2,0 %	Scytonema mirabile	Cyan	1,9 %
Calothrix fusca	Cyan	2,0 %	Staurodesmus spp.	Chlor	1,9 %
Mougeotia a (6-12µ)	Chlor	2,0 %	Tolypothrix penicillata	Cyan	1,6 %
Stigonema mamillosum	Cyan	1,9 %	Cyanophanon mirabile	Cyan	1,6 %
Chaetophora elegans	Chlor	1,9 %	Phormidium sp4 (3µ,sterk blågrønn, l/b<1)	Cyan	1,5 %
Cosmarium spp.	Chlor	1,8 %	Homoeothrix juliana	Cyan	1,4 %
Oedogonium d (28-32µ)	Chlor	1,7 %	Phormidium autumnale	Cyan	1,4 %
Cymbella affinis	Bac	1,5 %	Ulothrix zonata	Chlor	1,3 %
Drapharnaldia glomerata	Chlor	1,5 %	Mougeotia e (30-40µ)	Chlor	1,2 %
Oedogonium c (23-28µ)	Chlor	1,5 %	Zygnema a (16-20µ)	Chlor	1,1 %
Nostoc parmelooides	Cyan	1,4 %	Chamaesiphon onchobyrsoides	Cyan	1,1 %
Chamaesiphon confervicola var. eleongatum	Cyan	1,4 %	Chamaesiphon minutus	Cyan	1,1 %
Oedogonium e (35-43µ)	Chlor	1,4 %	Oedogonium c (23-28µ)	Chlor	1,1 %
Clastidium setigerum	Cyan	1,4 %	Calothrix cypsophila	Cyan	1,0 %
Cyanophanon mirabile	Cyan	1,3 %	Coleodesmium sagarmathae	Cyan	1,0 %
Chroococcus spp.	Cyan	1,3 %	Oedogonium b (13-18µ)	Chlor	1,0 %
Tolypothrix penicillata	Cyan	1,2 %	Chamaesiphon confervicola var. eleongatum	Cyan	1,0 %
Spirogyra majuscula	Chlor	1,1 %	Calothrix fusca	Cyan	1,0 %
Lyngbya leptonema	Cyan	1,0 %	Microspora amoena	Chlor	0,9 %
Spirogyra a (20-42µ,1k,L)	Chlor	0,9 %	Shizochlamys gelatinosa	Chlor	0,8 %
Spirogyra lapponica	Chlor	0,9 %	Teilingia excavatum	Chlor	0,8 %
Chamaesiphon minutus	Cyan	0,8 %	Rivularia biasolettiana	Cyan	0,8 %
Mougeotia d (25-30µ)	Chlor	0,8 %	Bulbochaete spp.	Chlor	0,8 %
Rivularia sp1(4µ)	Cyan	0,8 %	Lyngbya perelegans var. crassior	Cyan	0,8 %
Zygnema b (22-26µ)	Chlor	0,7 %	Clastidium setigerum	Cyan	0,8 %

4.5.7 Bunnfauna i elver

Lokalitetene fordeler seg mellom de to hovedkategoriene små (nedbørfelt < 100 km²) og middels store elver (nedbørfelt 100 - 1000 km²). **Tabell 14** angir 38 bunndyrtaksa rangert etter relativ betydning i de to elveklassene. Som det framgår av tabellen forekommer mange av taksaene (71%) i listen fra begge de to størrelsesgruppene av elver.

Høyest score i gruppen av små elver oppnås av steinfluen *Brachyptera risi*. Denne steinfluearten er svært vanlig, og forekommer også i gruppen av mellomstore elver. Arten er vanlig i både små bekker og i større elver (Lillehammer 1988). Scoren var høyest i gruppen av små elver. Årsaken kan være at larvene lever av påvekstlager, som er vanlige i små bekker med grovt substrat.

En rekke arter forekom bare i en av de to elvetyperne vi har testet. Lokalitetene fra middels store elver hadde den største artsdiversiteten. Her hadde arter som vårfluene *Apatania* sp., *Lepidostoma hirtum*, *Glossosoma intermedia* og *Hydropsyche* sp. høy score. For de to sistnevnte stemmer dette godt overens med de kunnskaper vi har om artenes krav til sine omgivelser. *Glossosoma intermedia* er en karakterart for de nedre deler av uforsurete større vassdrag i Vestnorge. Vårfluer av slekten *Hydropsyche* er nettspinnende og trives ikke i små elver med ustabil bunn og stor transport av uorganisk materiale. Arten er vanlig nedstrøms innsjøer, der den lever av plankton og dødt organisk materiale. *Apatania* sp. og *Lepidostoma hirtum* er vanlig i både store og små elver (Lepneva 1971). Førstnevnte finnes også på sandbunn i innsjøer. Det er uklart hvorfor disse ikke ble funnet i de små elvene i dette materialet.

Døgnfluen *Ephemerella aurivilli* er vanlig i større vestlandselver, blant annet i nedre del av Gaularvassdraget, som inngår i bunndyranalysene (Fjellheim & Raddum 1987). Den ble ikke registrert i gruppen av små elver. Dette stemmer godt overens med det bildet vi har over artens utbredelse.

To arter, Flimmermarken *Crenobia alpina* og steinfluen *Nemoura cinerea* gav høy score i listen over små elver og ingen score i listen over mellomstore elver. Begge arter er kjent for å være vanlige i både små og store elver. *N. cinerea* finnes også i strandsonen i stillestående vatn. Det er derfor uklart hvorfor disse ikke ble registrert i de mellomstore elvene.

Ut fra det foreliggende materialet vil vi spesielt trekke fram *E. aurivilli* og *G. intermedia* som svært interessante arter ved karakteriseringen av mellomstore (og store?) elver. Selv om mange av de andre artene forekommer i både små og store elver, vil det ofte være store forskjeller i fordelingen artene i mellom, fordi de ulike artene har forskjellig preferanse til sine omgivelser (Fjellheim 1996).

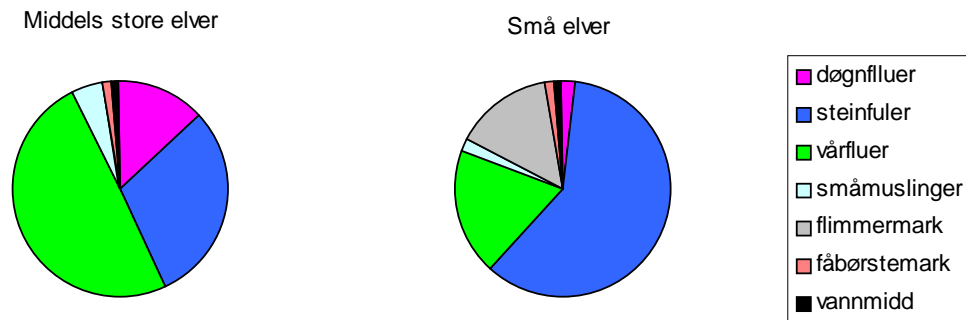
Vi gjør oppmerksom på at de foreliggende bunndyrdata er fra et begrenset datasett. De elvelokalitetene som er benyttet i typologi-testen er alle kalkfattige. Dette er forøvrig den dominerende vanntypen i store deler av Norge.

Typologitestene bør senere utvides ved bruk av større datasett som inneholder flere elvetyper.

Når det gjelder fordelingen av større taksonomiske bunndyrgrupper viser dette materialet (**Figur 25**) at døgnfluer og vårfluer har større betydning i større elver enn i små elver, mens steinfluer og flimmermark har større betydning i de små elvene. Dette kan skyldes de høye kravene til oksygen hos steinfluer generelt, mens døgnfluer og vårfluer er bedre tilpasset mindre grovt substrat, som er mer vanlig i større elver, og tåler også noe lavere oksygenforhold.

Tabell 14. Typisk artssammensetning av bunndyr i 2 hovedtyper av elver: Små (nedbørfelt < 100 km²) og middels store elver (nedbørfelt 100 - 1000 km²). Arter som bare er registrert i den ene elvetyper er markert med grått.

Små elver (REL 1)			Middels store elver (REL 2)		
fullt navn	orden	relativ score	fullt navn	orden	relativ score
Brachyptera risi	steinfluer	16,5 %	Apatania spp	vårfluer	12,2 %
Crenobia alpina	flimmermark	15,2 %	Lepidostoma hirtum	vårfluer	7,7 %
Nemoura cinerea	steinfluer	10,6 %	Ephemerella aurivillii	døgnfluer	7,6 %
Leuctra hippopus	steinfluer	10,5 %	Oxyethira spp.	vårfluer	5,9 %
Plectrocnemia conspersa	vårfluer	8,8 %	Glossosoma intermedium	vårfluer	5,8 %
Diura nanseni	steinfluer	7,4 %	Capnia spp.	steinfluer	5,3 %
Potamophylax spp.	vårfluer	3,6 %	Hydropsyche	vårfluer	5,0 %
Amphinemura sulcicollis	steinfluer	3,6 %	Pisidium spp.	småmuslinger	4,7 %
Leuctra fusca	steinfluer	3,6 %	Diura nanseni	steinfluer	4,4 %
Siphonoperla burmeisteri	steinfluer	2,2 %	Leuctra hippopus	steinfluer	4,3 %
Rhyacophila nubila	vårfluer	2,2 %	Polycentropus flavomaculatus	vårfluer	3,2 %
Baetis rhodani	døgnfluer	2,2 %	Brachyptera risi	steinfluer	3,2 %
Protonemura meyeri	steinfluer	2,0 %	Baetis spp.	døgnfluer	3,1 %
Pisidium spp.	småmuslinger	1,8 %	Amphinemura sulcicollis	steinfluer	2,5 %
Oligochaeta spp.	fåbørstemark	1,2 %	Polycentropodidae	vårfluer	2,3 %
Agapetus spp.	vårfluer	1,2 %	Protonemura meyeri	steinfluer	2,1 %
Hydracarina	vannmidd	1,2 %	Leuctra fusca	steinfluer	1,9 %
Polycentropus flavomaculatus	vårfluer	1,0 %	Baetis rhodani	døgnfluer	1,9 %
Amphinemura spp.	steinfluer	1,0 %	Isoperla grammatica	steinfluer	1,8 %
Sericostoma personatum	vårfluer	0,9 %	Rhyacophila nubila	vårfluer	1,7 %
Oxyethira spp.	vårfluer	0,9 %	Sericostoma personatum	vårfluer	1,4 %
Isoperla grammatica	steinfluer	0,8 %	Oligochaeta spp.	fåbørstemark	1,3 %
Limnephilidae	vårfluer	0,7 %	Potamophylax spp.	vårfluer	1,3 %
Nemurella picteti	steinfluer	0,3 %	Agapetus spp.	vårfluer	1,2 %
Isoperla spp.	steinfluer	0,3 %	Taeniopteryx nebulosa	steinfluer	1,2 %
Nematoda	rundorm	0,2 %	Hydracarina	vannmidd	1,2 %
Amphinemura borealis	steinfluer	0,2 %	Plectrocnemia conspersa	vårfluer	1,2 %
			Ameletus inopinatus	døgnfluer	0,8 %
			Limnephilidae	vårfluer	0,7 %
			Amphinemura spp.	steinfluer	0,6 %
			Siphonoperla burmeisteri	steinfluer	0,6 %
			Nemurella picteti	steinfluer	0,5 %
			Leuctra nigra	steinfluer	0,5 %
			Isoperla spp.	steinfluer	0,4 %
			Nematoda	rundorm	0,2 %
			Amphinemura borealis	steinfluer	0,2 %



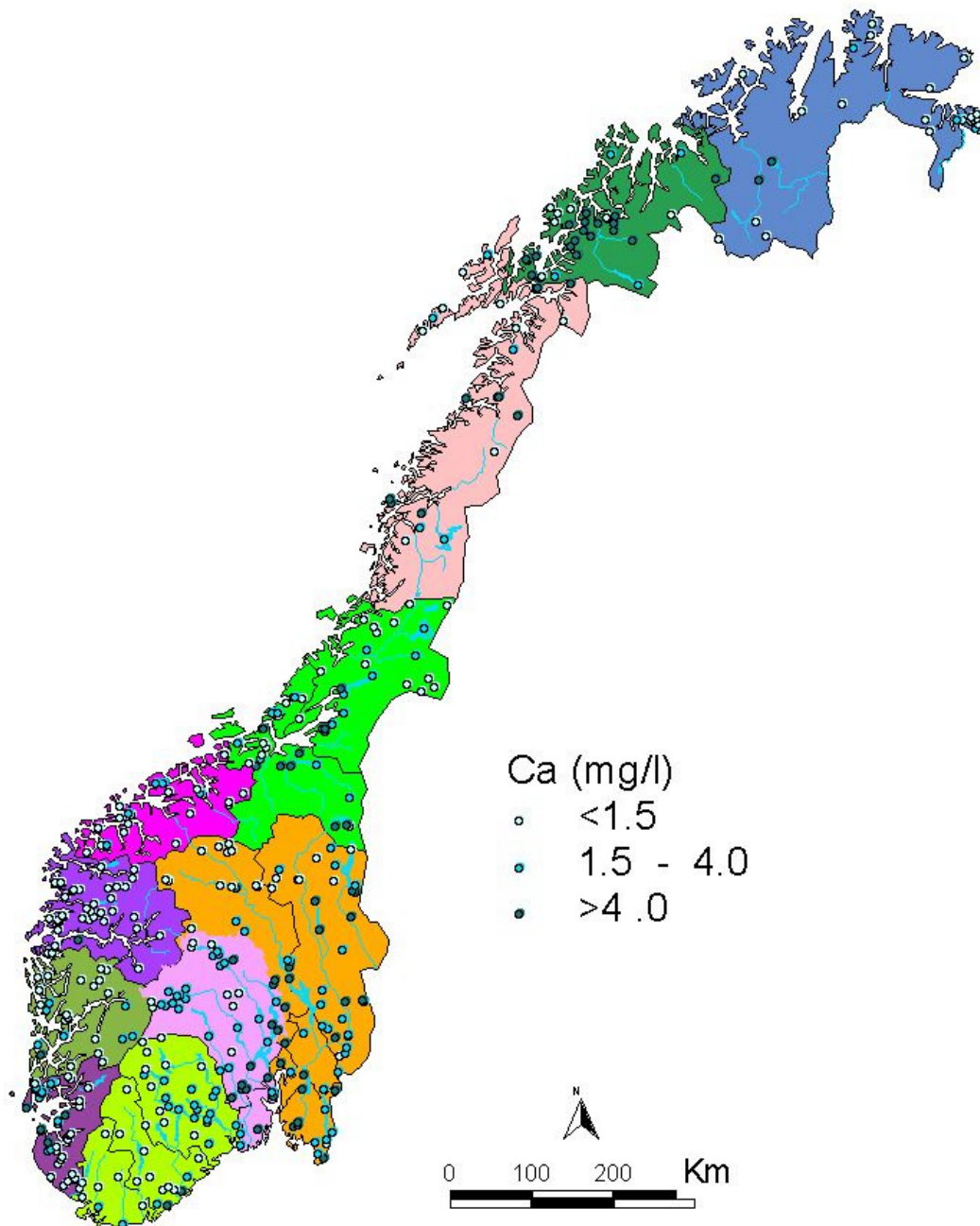
Figur 25. Fordeling av større taksonomiske bunndyrgrupper i små (nedbørfelt < 100 km²) og middels store elver (nedbørfelt 100 - 1000 km²).

4.6 Forslag til referansenettverk

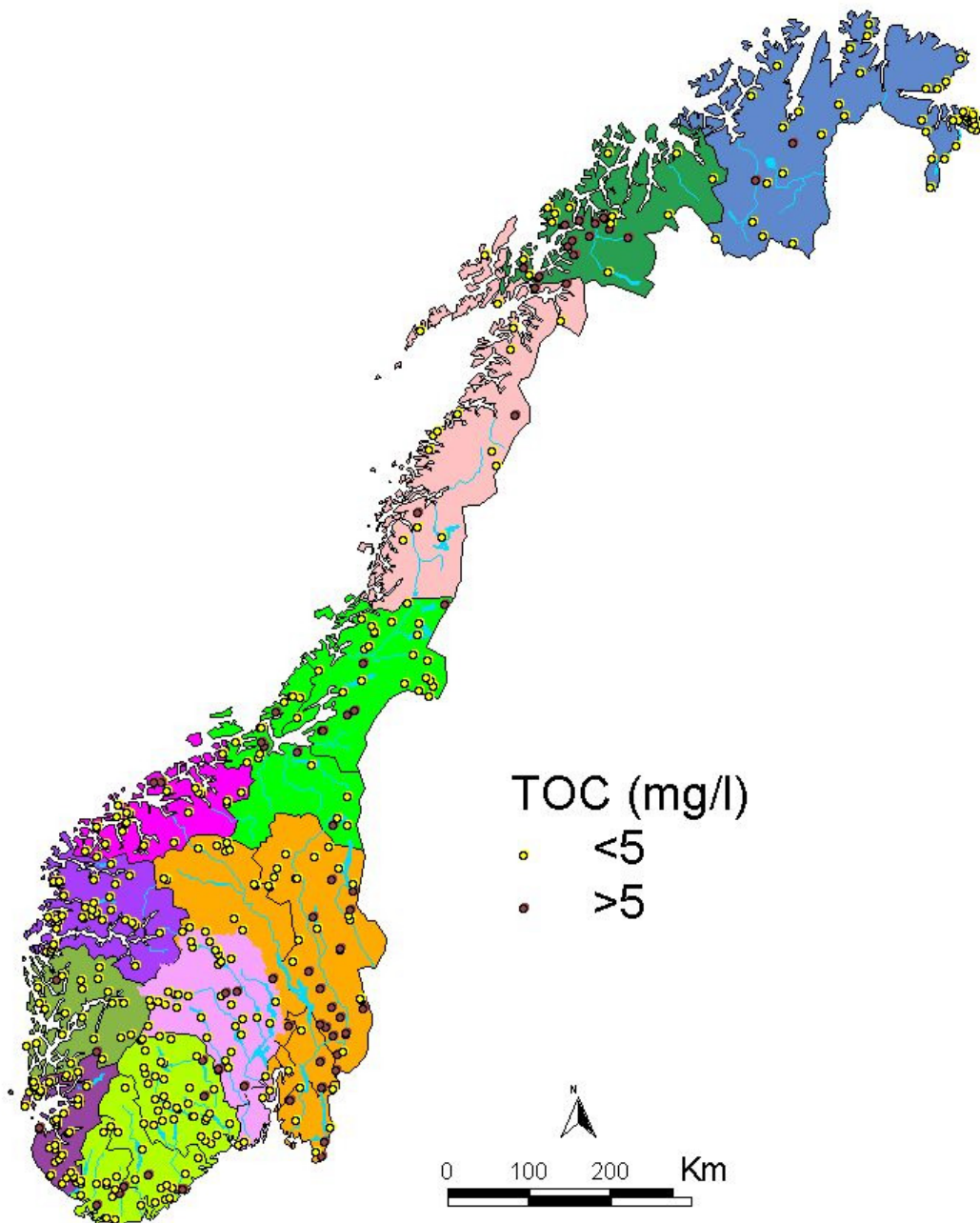
I Vedlegg C finnes lister over hhv. innsjøer og elver som kan være aktuelle lokaliteter til et referansenettverk. Disse er valgt ut i hht. metodikken skissert i avsnitt 3.6. Listene omfatter ca. 500 innsjøer og 50 vassdrag. Kartfigurene nedenfor viser den geografiske fordelingen av de aktuelle referanselokalitetene, samt deres tilhørighet til geologisk vanntype (kalkrik, kalkfattig eller humøs).

For å kunne velge ut faktiske referanselokaliteter fra denne listen må data om størrelse, geologi og klimaregion sammenstilles, slik at disse kan grupperes på de ulike vanntypene som er vist foran i rapporten. Dernest må det gjøres en nærmere vurdering av hvorvidt de aktuelle lokalitetene faktisk kan sies å være i referanstilstand, altså tilnærmet upåvirket av menneskelig aktivitet. For å kunne gjøre en slik vurdering må alle data (også inkludert evt. belastningsdata) fra de aktuelle lokalitetene sjekkes og vurderes i forhold til retningslinjene for fastsettelse av referanstilstand (REFCOND-guidance). Fordelingen i forhold til de aktuelle nedbørfeltdistriktene må også vurderes, og evt. nye lokaliteter søkes for å dekke evt. mangler.

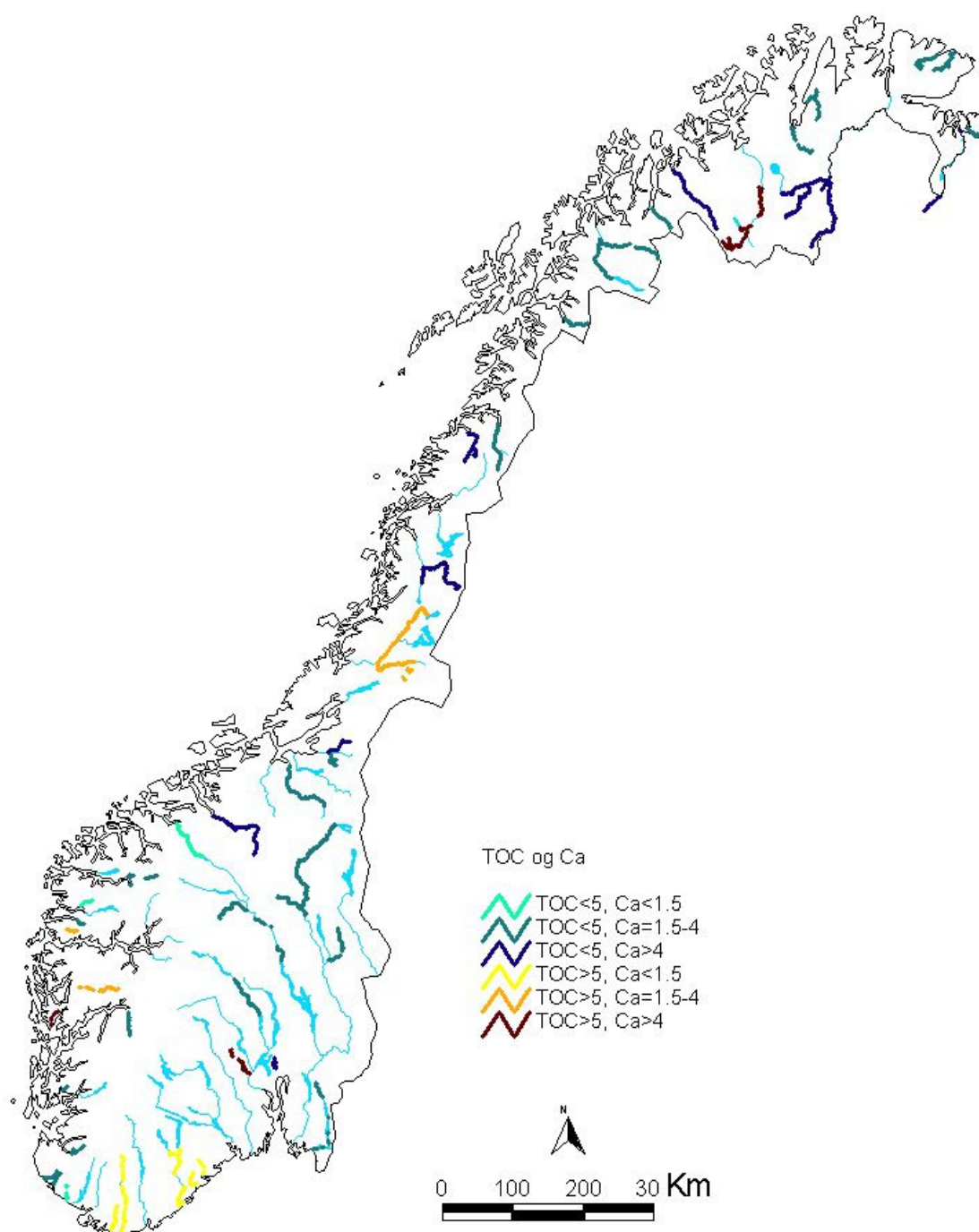
Dette arbeidet kunne ikke gjøres innenfor rammene av dette prosjektet, men er aktuelt i det videre arbeidet med karakterisering av norske vannforekomster.



Figur 26. Geografisk fordeling av mulige referansesjøer fordelt på 11 mulige nedbørfeltdistrikter (Aagaard et al. 2001) og 3 kategorier av kalkinnhold ($\text{Ca} > 4 \text{ mg/L}$ tilsvarer kalkrike innsjøer). Se innsjøliste i Vedlegg C. (Data fra Skjelkvåle et al. 1996)



Figur 27. Geografisk fordeling av mulige referansesjøer fordelt på 11 mulige nedbørfeltdistrikter (Aagaard et al. 2001) og 2 kategorier av humusinnhold (TOC > 5 mg/L tilsvarer humussjøer). Se innsjøliste i Vedlegg C. (Data fra Skjelkvåle et al. 1996)



Figur 28. Geografisk fordeling av mulige referansevasdrag fordelt på de valgte kategorier av kalkinnhold og humusinnhold. Se vassdragsliste i Vedlegg C.

5. Diskusjon og videre arbeid

Resultatene som er presentert i denne rapporten er et startgrunnlag for å utvikle en komplett typologi for norske vannforekomster med tilhørende karakterisering av referansetilstand, i hht. kravene i Vanddirektivet. Dette er et omfattende arbeid som må følges opp i nye prosjekter i 2003 og 2004. Ett viktig problem som må løses er at eksisterende databaser over biologiske og fysisk-kjemiske forhold i vann og vassdrag er mangelfulle og fragmenterte. Utvikling av en entydig og faglige forsvarlig typologi for norske vannforekomster er ikke mulig uten at det legges ned et omfattende arbeid for å kvalitetssikre, samordne, georeferere og supplere disse informasjonene, slik at de operativt vil representere en samlet ressurs for denne type arbeid. Det vil være en klar fordel om et slikt arbeid samordnes innenfor rammen av offisielle databaser, som f.eks. Vanninfo, SESAM, eller andre relevante databasesystemer, etter en grundig vurdering av styrker og svakheter ved de forskjellige alternativene. Dette er viktig for å sikre en samfunnsmessig merverdi av arbeidet og en synergieffekt som bedrer typologiarbeidet isolert sett.

Det anbefales at listen med gjenstående arbeidsoppgaver nedenfor brukes som grunnlag for en diskusjon (inkludert supplerer av listen) med påfølgende prioritering av hvilke oppgaver som er viktigst og som haster mest i forhold til den gitte tidsplanen for implementering av Vanddirektivet i Norge. Den prioriterte listen kan deretter danne grunnstammen i nye oppfølgingsprosjekter.

Følgende arbeidsoppgaver gjenstår:

2003

Bruk av belastingsdata / påvirkningsdata til initiell karakterisering/klassifisering

- Utprøving av IMPRESS-guidance for bruk av belastningsdata til å estimere/antype økologisk status (første skritt her er innsamling og systematisering av belastningsdata)

Bruk av tilstandsdata til karakteriseringen

Hydromorfologiske oppgaver (til komplettering av den abiotiske typologien)

- Hente inn dybde data for innsjøer (nødvendig også for kvantifisering av miljømål)
- Utvikle metodikk for avgrensning av homogene elvestrekninger ("water bodies")
- Utvikle metodikk for inndeling av elver etter helningsgrad for elvestrekningen

Kjemiske og biologiske oppgaver (til validering av vanntyper og beskrivelse av referansetilstand)

- Kontrollere inndelingen i økoregioner ut fra biogeografiske forhold, og sammenstilling med inndelingen i marine områder og med aktuelle nedbørfeltdistrikter
- Bruke modeller og publiserte relasjoner mellom ulike miljøfaktorer og biologiske forhold (f.eks. artsdiversitet, biomasse/individtetthet i tillegg til artssammensetning) for å beskrive referansetilstanden i prioriterte vanntyper der vi mangler data (ekspertvurdering)
- Samle inn / estimere manglende abiotiske data (f.eks. farge) i lokaliteter der det finnes biologiske data, for å kunne øke bruken av biologiske overvåkingsdata til karakteriseringsarbeidet (stort potensiale her)
- Beskrive referansetilstand også for hydromorfologiske og kjemiske variable.
- Hente inn biologiske og tilhørende abiotiske data fra andre institusjoner (Universiteter og høyskoler, konsulentfirma etc.), og gjøre analysene på nytt med større datamateriale
- Validere typologien og beskrive referansetilstand ut fra høyere taksonomisk nivå enn artsnivå (f.eks. slektsnivå, familienivå, klassenivå) (dersom dette er mulig vil det forenkle karakteriseringsarbeidet og bli mer håndterbart for forvaltningen av nedbørfeltdistriktene)

Referansenettverk konkretisering

- Velge ut konkrete lokaliteter fra listen over potensielle kandidater til referansenettverket ut fra aktuelle budsjettrammer (se avsnitt 4.6 for mer detaljer).

Internasjonalt samarbeid

- Delta i Ecostat Cluster arbeidet under kommisjonen for å sikre at Norges interesser blir ivaretatt (hovedarbeidsoppgave er å kvantifisere kriterier for fastsettelse av referansetilstand og grensene mellom klassene av økologisk status, dvs. oppfølging av REFCOND og Intercalibration-gruppene)
- Delta i oppfølgingen av det nordiske samarbeidet på karakterisering og interkalibrering (Workshop i Finland i mars)

2004

Utvikling av biologisk /økologisk klassifikasjonssystem med basis i REFCOND og ECOSTAT og BIOKLASS-arbeidet

6. Referanser

- Brandrud, T.E. & Aagaard, K. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. En kunnskapsstatus. NINA temahefte 13, NIVA Lnr. 3734: 100 s.
- Brandrud, T.E., Schartau, A.K., Brittain, J., Erlandsen, A., Hesthagen, T., Huru, H., Johannessen, T., Klokk, T., Lindstrøm, E.A., Lyche-Solheim, A., Nybø, S., Raddum, G., Saltveit, S., Sandøy, S., Selvik, J.R., Tvede, A. and Aagaard, K. 2000. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Forslag til et nasjonalt nettverk av elver og innsjøer for intensiv overvåking av representative vassdragsbiotoper. DN-rapport 2000-8: 74 s.
- Brettum, P., Faafeng, B. & Oredalen, T.J. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Biologisk mangfold av planteplankton - En kunnskapsstatus. NIVA Lnr. 3770: 73s.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. Internat. Limnol.* 20: 851-856.
- Eie, J. A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). *Norw. J. Zool.* 22: 177-205.
- Erikstad, L. Sloreid, S.-E. & Hansen, L. P. 1999. Estimering av produksjon av laksesmolt i norske vassdrag ved hjelp av GIS.- NINA Oppdragsmelding 602: 1-10.
- Erikstad, L. Sloreid, S.E. & Hansen, L.P. 1998. Fysiske kartparametre til bruk i en modell for beregning av produksjon av laksesmolt i vassdrag. -NINA Oppdragsmelding 533: 1-22.
- EU 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. The Council Luxembourg, 23 October 2000. 1997/0067 (COD), C5-0347/2000 LEX 224, PE-CONS 3639/1/00 REV 1 ENV 221 CODEC 513. http://www.vanndirektivet.no/Vanndirektivet_engelsk.pdf
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1987. Regionale evertebratundersøkelser. - I: Henriksen, A., m.fl. (Red.) Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1986. Statens Forurensningstilsyn. Rapport 296/87.
- Fjellheim, A., 1996. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. - *Regulated Rivers: Research and management* 12: 263-271.
- Lepneva, S.G. 1971. Trichoptera. Larvae and pupae of Integripalpia. Fauna of the USSR. Israel program for scientific translations, Jerusalem, 700 pp.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 21, 165 pp., Scandinavian Science Press Ltd, København.
- Lindstrøm, E.A. 2000. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Fastsittende alger i rennende vann - en kunnskapsstatus. NIVA Lnr. 4303: 73 s.

Lindstrøm, E-A. 2001. Økt algevekst i fjellvann: et samspill mellom langtransporterte forurensninger, klima og avrenning. Norsk institutt for vannforskning. Rapport Lnr. 4459-2001. Naturens tålegrenser, Miljøverndepartementet Fagrapport 122. 41 sider.

Lindstrøm, E-A. & Johansen, S. W. 1997. Forskref-vassdraget Atna. Begroingsobservasjoner i perioden 1986-95. NIVA Rapport Lnr. 3777-97. 63 sider.

Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - Effekter av eutrofiering, - en kunnskapsstatus. NIVA Lnr. 3755: 32 s.

Moen, A. Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge, Statens kartverk 1998.

Moy, F. m.fl. 2003. Typifisering av norske marine vannforekomster og system for å beskrive økologisk naturtilstand. NIVA/NINA-rapport in prep.

Sandlund, T. & G. Halvorsen 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynnavassdraget, Hedmark, 1978. Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp. 14: 1-80.

Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Lyche Solheim, A., Løvik, J.E., Nøst, T. and Walseng, B. 1997 Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. – Kunnskapsstatus: Dyreplankton og litorale krepsdyr. NIVA Lnr. 3768, NINA temahefte 14: 58 s.

SINTEF 2002. <http://www.sintef.no/units/civil/water/rss/interact/habitat/habitat.htm>

Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T. S., Lien, L., Lydersen, E., og Buan, A. K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96, Statens forurensningstilsyn, Oslo. 73 sider.

Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Fjeld E., Høgåsen, Lyche-Solheim, A., T., Oredalen, T.J., Rognerud, S. & Schartau, A.K. 2003. Nasjonale programmer for innsjøovervåking; samordning av lokaliteter og framtidige utfordringer. NIVA-rapport Lnr. xxxx: 25 p.

Smith-Meyer, S.. 1995. Geofaglig klassifisering av norske vassdrag. NVE Publikasjon nr. 10 1995: 1-109.

Vaskinn K.A. 1985. Fysisk beskrivende vassdragsmodell. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging, Rapport nr A1. Trondheim.

Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 5th and final draft version. 20.12.2002: 98 p.

Aagaard, K., Borgvang, S.A. & Strand, A. 2001. Nedbørfeltdistrikter i Norge. Forslag til inndeling ut fra naturgeografiske og regionaladministrative forhold. NINA oppdragsmelding 691: 26 p.

Aagaard, K., Bækken, T., Jonsson, B. (red.) 2002. Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA temahefte 21, NIVA Lnr. 4590: 48 p.

Vedlegg A. Regional innsjøundersøkelse 1995

Innsjøene i "Regional innsjøundersøkelse 1995" (Skjelkvåle et al 1996) ble valgt ut fra NVE's innsjødatabase som inneholder alle innsjøer i Norge over 0.04 km². For hvert enkelt fylke ble det gjort et prosentvis utvalg som angitt i tabellen nedenfor. På denne måten sikret vi en jevnere arealmessig fordeling av utvalgte innsjøer, enn om vi hadde gjort et utvalg av f.eks. hele Sør-Norge på en gang. Da kunne vi ha risikert å få stor tetthet av utvalgte innsjøer i enkelte områder, og liten tetthet av utvalgte innsjøer i andre områder. Innen det enkelte fylket gjorde vi ingenting for å påvirke utvalget slik at i f.eks. Sør-Trøndelag er det få utvalgte innsjøer i den østre delen av fylket, mens det er mange i den vestre delen.

Selve utvelgelsen av innsjøen fra databasen ble gjort med en "random"-funksjon, d.v.s. at vi laget et lite dataprogram som valgte et angitt antall tilfeldige innsjøer fra databasen innen hvert fylke.

Alle de utvalgte innsjøene ble funnet fram på kart og enkelte ble byttet ut hvis de var:

- kalket
- regulert mer enn 5 m
- maksimumsdybden var mindre enn 1 m
- innsjøen var en utvidelse av en elv
- innsjøen lå uforholdsmessig langt ned i nedbørfeltet slik at forholdet:
areal av nedbørfelt : areal av innsjø > 100:1
- ikke naturlige innsjøer

Utvalg av innsjøer i størrelsesklasser og regioner i "Regional innsjøundersøkelse 1995".

		Sør-Norge	Midt-Norge	Nord-Norge
		Fylke 1-14	Fylke 15-17	Fylke 18-20
klasse 1	0.04-0.1 km ²	3%	2%	1%
klasse 2	0.1-1 km ²	3%	2%	1%
klasse 3	1-10 km ²	12%	8%	4%
klasse 4	10-100 km ²	24%	16%	8%
klasse 5	> 100 km ²	Alle	Alle	Alle

Når man velger ut forskjellig prosentandel av innsjøer i de forskjellige innsjøpopulasjonene (klassene og landsdelene), får vi en *stratifisering* av dataene. Vi har da ikke lenger et rent statistisk utvalg av innsjøer, fordi vi har gjort større utvalg av enkelte innsjøtyper og i enkelte regioner. Vi har f.eks. valgt ut 24% av alle store innsjøer i Sør-Norge, men bare 1% av alle små innsjøer i Nord-Norge. Ved omregning av resultatene for å bruke dem i statistiske analyser bli hver innsjø gitt en vekt som er omvendt proporsjonal med utvalgs-prosenten. Vekten for hver populasjon kan beregnes ved *destratifisering* av dataene slik at de kan gi et uttrykk for den kjemiske sammensteningen av hele den norske innsjøpopulasjonen.

Vedlegg B. Statistiske teknikker og rådata fra de statistiske analysene

Statistiske teknikker brukt til validering av vanntypene

Hvordan skal en finne ut om to eller flere grupper av biologiske samfunn er forskjellige? Statistikeren vil umiddelbart si at en da må se på variasjonen mellom grupper i forhold til variasjonen innen grupper. Dette er typisk en problemstilling som rent teknisk besvares med variansanalyse (ANOVA). En rekke forskjellige varianter av ANOVA-metoder framkommer avhengig av hvordan gruppene er relatert og eventuelt nøstet, og hvilke statistiske antagelser en legger til grunn. For å sammenlikne biologiske samfunn fra forskjellige innsjøtyper (eller elvetyper) vil det være naturlig å bruke en enveis ANOVA. Eventuelt kan en velge en uparametrisk ANOVA som Kruskal-Wallis-testen hvis en er usikker på hvorvidt de statistiske fordelingene er tilstrekkelig symmetriske til å kunne tilnærmes med normalfordelinger.

Med andre ord, det finnes et veletablert statistisk maskineri for å kunne sammenlikne grupper – så sant egenskapene til det biologiske samfunnet i den enkelte lokalitet kan uttrykkes ved ett tall. Dessverre finnes det et utall forskjellige mål på likheten (eller forskjellen) mellom to eller flere artslistor. Mange av disse likhetsmålene gir en matrise av alle lokaliteter sammenliknet parvis mot hverandre (dette gjelder f.eks. Bray-Curtis-indeksen som er populær blant bunnfaunaøkologer, eller Sørensens indeks som har vært en del brukt i eldre planteplanktonlitteratur).

Andre metoder gir i stedet en vektor hvor hver lokalitet får ett enkelt tall som angir plassering når alle lokalitetene sorteres globalt etter likhet. Dette er metoder som en gjerne kan samle under fellesbetegnelsen gradientanalyse. I motsetning til de parvise likhetsmålene (Bray-Curtis etc), kan de gradientbaserte likhetsmålene brukes direkte i enveis variansanalyse for å teste statistisk signifikante forskjeller mellom f.eks. innsjøtyper.

Vi har valgt å bruke en gradientanalyseteknikk som gjerne kalles reciprocal averaging (RA, ”gjensidig midling”, kalles også i blant korrespondansanalyse). RA ble først beskrevet i mellomkrigstida, bl.a. av den berømte statistikeren R. A. Fisher (likheten mellom akronym og initialer er nok helt tilfeldig), men ble for alvor tatt i bruk av samfunnsøkologer etter en artikkel av Hill i 1973. RA er senere blitt generalisert og videreutviklet i flere forskjellige retninger til bl.a. DCA (Detrended Correspondence Analysis, Hill & Gauch 1980) og forskjellige varianter av CCA (Canonical Correspondence Analysis, Ter Braak 1986). Så lenge en ser på kun en enkelt gradientakse vil imidlertid RA, DCA og CCA gi samme resultat.

Inputs :

$Y = [y_{ij}]$: Species by sites matrix ($m \times n$)

y_{ij} : Abundance of species i at site j

Outputs :

x : Site scores ($1 \times n$ vector)

u : Species loadings ($m \times 1$ vector)

Algorithm :

Set x to zero mean, unit variance random vector

Repeat

$$u_i = \frac{\sum_j x_j y_{ij}}{\sum_j y_{ij}} \quad i = 1 \dots m$$

$$x_j = \frac{\sum_i u_i y_{ij}}{\sum_i y_{ij}} \quad j = 1 \dots n$$

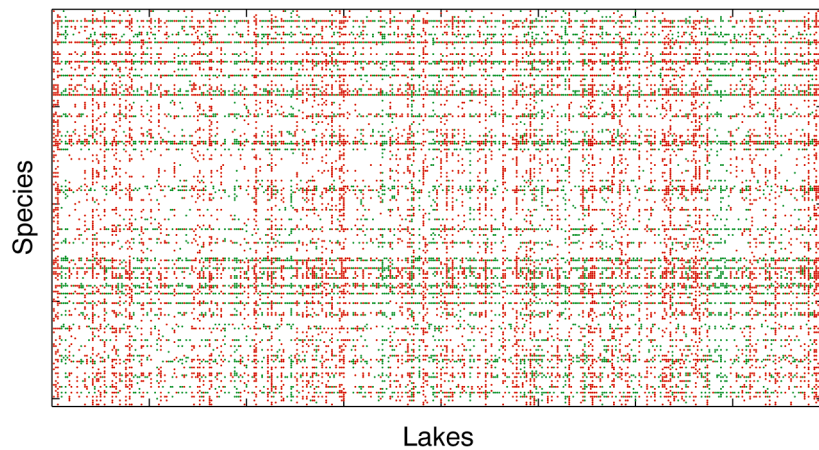
Until no change in x

RA-algoritmen (tekstboks **XXX**) mottar en matrise som angir forekomst av arter på forskjellige lokaliteter. Dette kan være såvel binære (forekomst/fravær) som kontinuelle data (abundans, biovolum, etc.). Algoritmen gir tilbake to vektorer som inneholder vektene til de enkelte artene og scorene til de enkelte lokalitetene. Artsvektene kan tolkes som indikatorverdien til hver enkelt art, slik at arter som forekommer overalt får vektorer nær null mens arter som aldri opptrer sammen får vektorer med motsatt fortegn. Lokalitetsscorene framkommer ved å summere artsforekomstene veiet med hensyn på artsvektene.

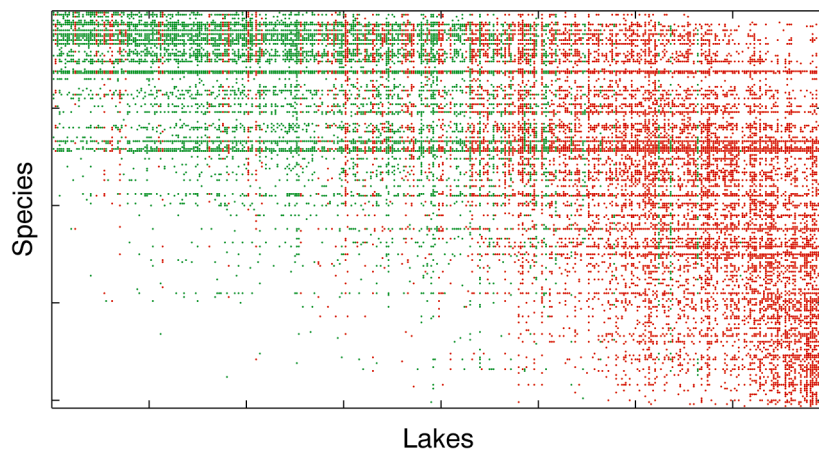
Som illustrasjon til metoden som er brukt gjennom hele dette arbeidet kan det være nyttige å se på et konkret eksempel. Til dette har vi valgt planteplanktonmaterialet fra NIVAs regionale eutrofiseringsundersøkelse (euregi). Euregi omfatter ca 400 innsjøer over hele Norge, med 4-24 prøver per innsjø over en 10-årsperiode. Undersøkelsen dekker alle landsdeler men er ikke geografisk representativ (innsjøer nær tettsteder er overrepresentert).

Totalt er det identifisert ca 600 taxa av planteplankton i euregi-materialet. Av disse ble det valgt ut et subsett av 200 taxa som er gode arter (dvs. ikke slekter eller samlegrupper) og som forekommer i minst 1% av prøvene. Hvert taxon ble representert ved det maksimale biovolumet som ble observert i en enkelt prøve på hver lokalitet. Denne kan tolkes som lokalitetens kapasitet til å produsere biomasse av en gitt art. På grunnlag av ekspertskjønn og lokalkunnskap ble 192 innsjøer vurdert å være såvidt upåvirket av menneskelig aktivitet at de kan ansees for referanselokaliteter.

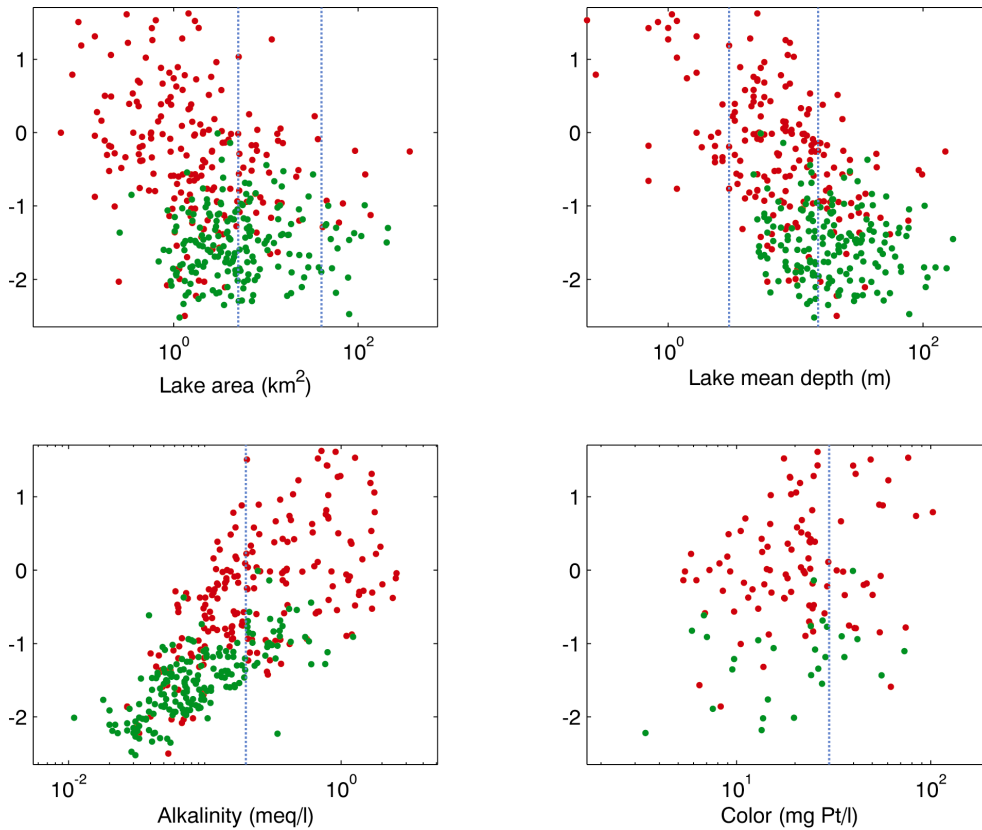
Utgangspunktet for analysen kan visualiseres ved å at artene framstilles radvis og lokalitetene kolonnevis, og at det settes en prikk når en gitt art forekommer på en gitt lokalitet. I figuren nedenfor har vi i tillegg kodet referanselokalitetene med grønne prikker og resten med røde. Det resulterende bildet blir et slags tweedmønster med lite struktur bortsett fra at en kan skimte de vanligste artene som litt kraftigere horisontale striper, og tilsvarende de mest artsrike innsjøene som litt kraftigere vertikale striper.



Etter å ha kjørt en RA-analyse på materialet kan vi sortere radene etter stigende artsvekt og kolonnene etter stigende lokalitetsscore. Matrisa vil da være slik at arter (rader) som står ovenfor hverandre har liknende artsvekt, mens innsjøer (kolonner) som står ved siden av hverandre har liknende lokalitetsscore.

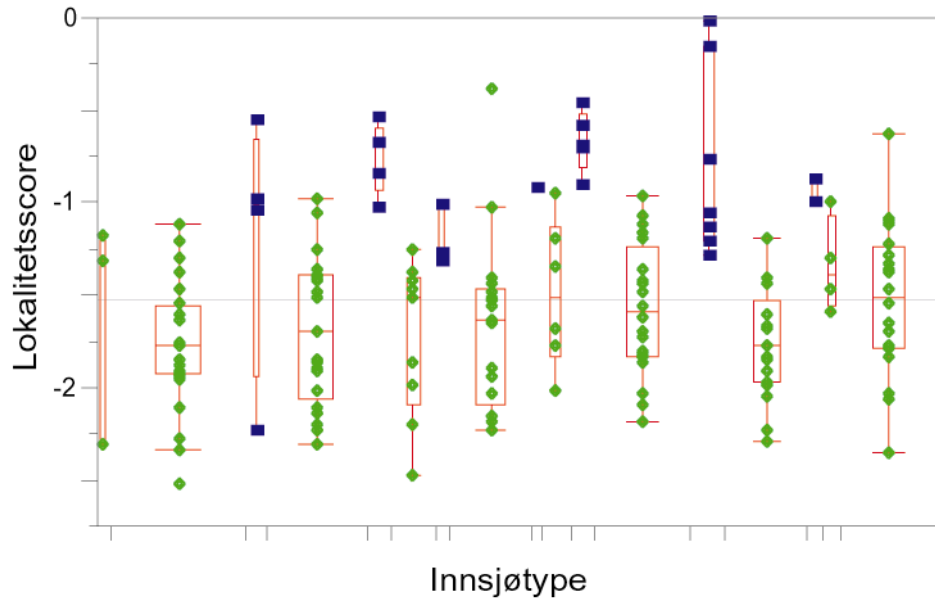


Det resulterende bildet (ovenfor) viser langt klarere struktur enn det opprinnelige: de grønne referanselokalitetene er samlet til venstre i bildet, mens de påvirkede lokalitetene (røde) blir liggende til høyre. Tilsvarende er artene som ikke finnes i referanselokalitetene samlet i den nederste gruppen av rader. Som en ser er det et tydelig symmetribrudd ved at de fleste artene som finnes i referanselokalitetene også finnes i de påvirkede, men ikke vice versa. Vi ser med andre ord et stigende antall planteplanktonarter med stigende menneskelig påvirkning i norske innsjøer.



Vi kan se litt mer i detalj på hvordan lokalitetsscorene basert på planteplankton varierer med typifiseringsparametre. Vi har igjen kodet referanselokalitetene med grønt, og også i figuren ovenfor indikert foreslåtte typegrenser med hensyn på overflateareal, middeldyp, alkalinitet og farge (blå vertikale linjer). Det framgår at referanselokalitetene omfatter flere store og dype sjøer enn de påvirkede, men at det innenfor referanselokalitetene er liten sammenheng mellom planteplanktonsamfunn og størrelse/dyp. Derimot er det en meget tydelig geokjemisk effekt på planteplanktonet, slik den reflekteres av relasjonen mellom alkalinitet og lokalitetsscore. Humusinnhold, uttrykt som Pt-farge, ser derimot ikke ut til å påvirke planteplanktonet i samme grad – selv om en her må ta sterke forbehold på grunn av mangler i euregi-materialet (det er bare fargetall fra 116 innsjøer, hvorav bare ca 25% er referanselokaliteter).

Hvis vi så tar ut referanselokalitetene og grupperer dem i henhold til den foreslåtte innsjøtypologien så er vi endelig kommet til det som er formålet med denne analysen, nemlig å sammenlikne referansetilstanden i de forskjellige innsjøtypene. Variasjonen innen og mellom grupper kan visualiseres i form av box-plott som vist nedenfor.



Enveis variansanalyse viser en signifikant forskjell mellom de 17 innsjøtypene som omfatter referanselokalitetene i euregi (Kruskal/Wallis-test, $\chi^2_{17} = 65.9$, $p < 0.0001$). Som det framgår av figuren ligger innsjøtypene med høy alkalinitet (> 0.2 meq/l, blå firkanter) gjennomgående høyere enn gruppen med lav alkalinitet (≤ 0.2 meq/l, grønne romber). Innsjøtypene med lav alkalinitet, som omfatter flertallet av referanselokalitetene, er i seg selv en tilsynelatende homogen gruppe (Kruskal/Wallis-test, $\chi^2_{10} = 14.0$, $p = 0.1714$). Variansanalysen kan bare vise hvorvidt det er en signifikant forskjell mellom to eller flere grupper, men sier ingenting om hvilke grupper som er forskjellige. For å gå dypere inn i forskjellene mellom grupper har vi brukt Tukey-Kramer's Honestly Significant Difference (HSD) test. Dette er en test for multiple sammenlikninger som vil gi en eksakt signifikanssannsynlighet når alle gruppene er like store, og gi et konservativt estimat når gruppene har forskjellig størrelse.

Hvis ikke annet er nevnt er det brukt et forkastningsnivå på 5% i de statistiske analysene. Det betyr at når vi finner forskjeller mellom klasser er det en temmelig sterk konklusjon (på 95% signifikansnivå, forutsatt selvfølgelig at data er representative). Man må samtidig huske at det at vi ikke finner forskjeller er ikke nødvendigvis like sterk konklusjon. Nemlig, i våre tilfeller nedenfor er teststyrken, som angir sannsynlighet for å finne sanne likheter mellom klassene, temmelig lav (fra ca. 10% og oppover). Teststyrken øker med økt antall lokaliteter, med mindre forskjeller mellom klassene, med mindre varians, og med økt (mindre strengt) forkastningsnivå. Siden vi ofte har svært få lokaliteter innefor typene, er det dermed ofte meget sannsynlig at de aggregerte klassene kan inkludere enkelte klasser som egentlig kunne være forskjellige fra hverandre; våre tester greier bare ikke påvise dette. Når man har lite antall lokaliteter, kan man altså ikke 'få i både pose og sekk', men må akseptere høyere sannsynlighet får enten å gjøre Type I feil (akseptere H_1 : "forskjell mellom klassene" når H_0 : "ingen forskjell mellom klassene" faktisk er sann) eller Type II feil (akseptere H_0 : "ingen forskjell mellom klassene" når H_1 : "forskjell mellom klassene" faktisk er sann). I det som følger har man valgt å fokusere på å unngå Type I feil.

Så langt har alt dreiet seg om forskjeller mellom lokaliteter slik de uttrykkes av lokalitetsscorene fra RA-analysen. Artsvektene fra RA-analysen har imidlertid også en viktig rolle for å vurdere hvilke arter som er viktige for å diskriminere mellom de innsjøtypene som er funnet å være statistisk forskjellige. Siden både artsvektene og artsforekomstene inngår i lokalitetsscoren er det naturlig å også ta hensyn til artsvektene også når en skal vurdere betydningen av de enkelte artene. Dette gjør vi ved å beregne en veiet relativ forekomst av hver art innen hver innsjøtype. Ved en kolonnevis skalering av

de veide relative forekomstene får vi en indeks som direkte kan tolkes som den enkelte arts betydning for den gjennomsnittlige lokalitetsscoren innen en type. Dette gir igjen en naturlig sorteringsrekkefølge for å vurdere hvilke arter som er mest karakteristiske for en gitt type.

I den følgende tabellen har vi vist de 10 mest betydningsfulle artene innefor de to innsjøtypene som ble identifisert ut fra planteplanktonmaterialet (kalkrike/kalkfattige). I tråd med det inntrykket vi har fått fra tidligere, er det store likheter mellom sjøene i referanse gruppen. Det er derfor ikke uventet at halvparten av de 10 mest betydningsfulle artene er felles for de to innsjøtypene. *Merismopedia tenuissima* er den enkeltart som betyr mest for å skille mellom de to innsjøtypene: arten utgjør nesten 10% av den gjennomsnittlige lokalitetsscoren for de kalkfattige sjøene mens den bidrar <0.1% blant de kalkrike sjøene.

Kalkrike sjøer (BRE1)		Kalkfattige sjøer (BRE2)	
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v.nannoplanctica)	5.7 %	<i>Merismopedia tenuissima</i>	9.7 %
<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	5.3 %	<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	7.3 %
<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	5.0 %	<i>Chrysolykos skujai</i>	6.6 %
<i>Dinobryon crenulatum</i>	5.0 %	<i>Dinobryon crenulatum</i>	6.4 %
<i>Chrysolykos skujai</i>	4.8 %	<i>Oocystis submarina v.variabilis</i>	5.5 %
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	4.5 %	<i>Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)</i>	5.2 %
<i>Cyclotella radiosa</i>	3.4 %	<i>Pseudokephyrion entzii</i>	4.2 %
<i>Katablepharis ovalis</i>	3.4 %	<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	3.8 %
<i>Cyclotella glomerata</i>	3.4 %	<i>Bitrichia chodatii</i>	3.5 %

Rådata fra de statistiske analysene

1. Innsjøer

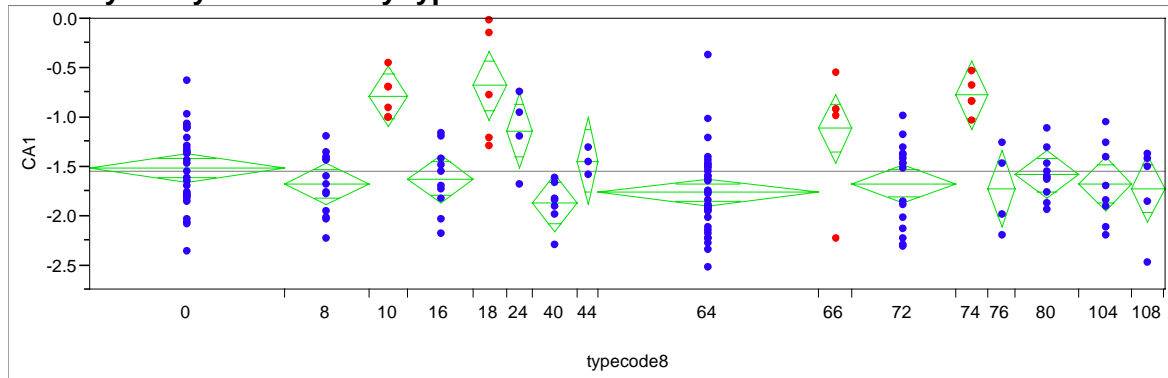
1.1 PLANTEPLANKTON (DATA FRA BRETTUM)

- Regioner fra euregion.dbf
- 399 lokaliteter i alt
- 192 innsjøer klassifisert som referanselokaliteter
- Fargetall mangler i 70% av sjøene (85% av referanselokalitetene)
- Alle innsjøer ble antatt kategori Clear pga manglende fargetall

Resultat:

(8 klasser for små, n<3)

Oneway Analysis of CA1 By typecode8



Figur 1. Fordeling av site-scores (fra CA) i innsjøklassene, basert på planteplankton data P. Brettum)

Enveis ANOVA med 15 og 149 frihetsgrader gir $p < 0.0001$. To signifikant forskjellige grupper av klasser (Figur 1) korresponderer til kalkrike (BRE1, røde punkter) mot kalkfattige lokaliteter (BRE2, blå punkter).

Type	Forklaring	Ant.	Gruppe	Forskjellig fra
0	Lowlnd Shal Små Sil Clear	N = 30	BRE2	(10, 18, 74)
8	Lowlnd Shal Medim Sil Clear	N = 13	BRE2	(10, 18, 74)
10	Lowlnd Shal Medim Cal Clear	N = 6	BRE1	(0, 8, 16, 40, 64, 72, 76, 80, 104, 108)
16	Lowlnd VeSh Små Sil Clear	N = 10	BRE2	(10, 18, 74)
18	Lowlnd VeSh Små Cal Clear	N = 5	BRE1	(0, 8, 16, 40, 64, 72, 76, 80, 104, 108)
24	Lowlnd VeSh Medim Sil Clear	N = 4	BRE2	
40	Lowlnd Deep Medim Sil Clear	N = 7	BRE2	(10, 18, 74)
44	Lowlnd Deep Store Sil Clear	N = 3	BRE2	
64	Boreal Shal Små Sil Clear	N = 34	BRE2	(10, 18, 74)
66	Boreal Shal Små Cal Clear	N = 5	BRE1	
72	Boreal Shal Medim Sil Clear	N = 16	BRE2	(10, 18, 74)
74	Boreal Shal Medim Cal Clear	N = 5	BRE1	(0, 8, 16, 40, 64, 72, 76, 80, 104, 108)
76	Boreal Shal Store Sil Clear	N = 4	BRE2	(10, 18, 74)
80	Boreal VeSh Små Sil Clear	N = 10	BRE2	(10, 18, 74)
104	Boreal Deep Medim Sil Clear	N = 8	BRE2	(10, 18, 74)
108	Boreal Deep Store Sil Clear	N = 5	BRE2	(10, 18, 74)

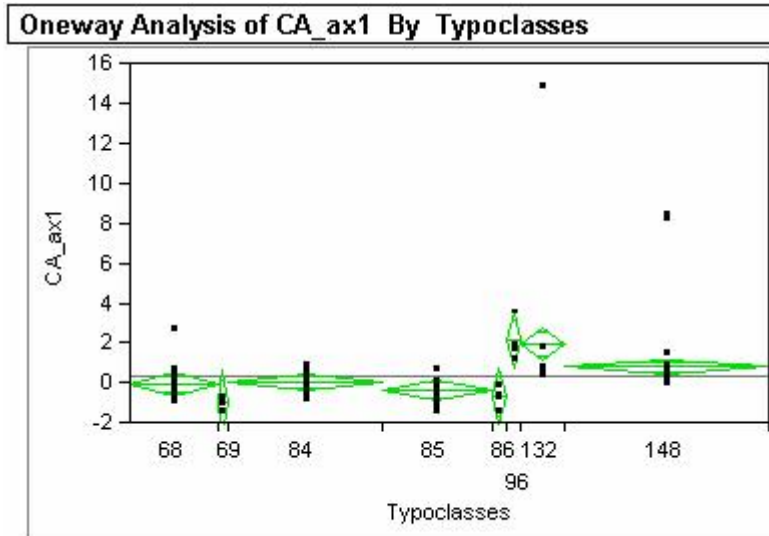
1.2 KREPSDYR (DATA FRA WALSENG)

- Original matrise 1470 x 136
- Modifikasjoner til datasett: fjernet eller modifisert følgende tegn: , > < ca. O. og i tillegg en 'aksent' i taxamatrikse (R723C46) omgjort til '1'. Region- og koordinat data fra 'walsengresult.xls' (vedlegg i mail fra LER 18.11.)
- Input: \ready\Walseng_IN.xls
- 12 % av lokalitetene kunne bli klassifisert
- 182 lokaliteter og 50 arter til korrespondansanalyse
- Kalsium & Farge ble brukt i klassifiseringen (istedenfor Alkalinitet & TOC)

1.2.1 "NORMAL" KLASSIFISERING

Resultat:

(8 klasser for små, $n < 3$)

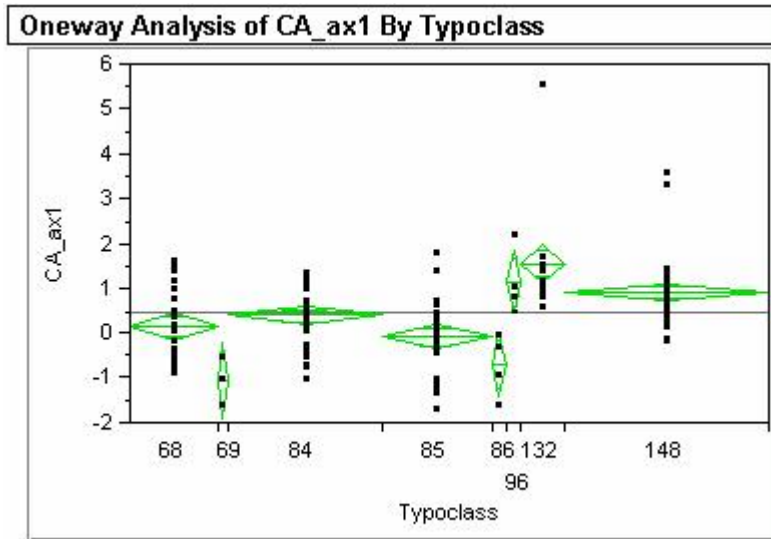


Figur 2a. Fordeling av site-scores når de artsdata fra innsjøer som kunne klassifiseres er analysert i CA, basert på krepsdyrdata (B. Walseng)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
(etter de tre outliers i Figur 2 er fjernet)				
68	Boreal Shal VeSma Sil Clear	n=24	KRE0	(69, KRE2, KRE3)
69	Boreal Shal VeSma Sil Humic	n=3	KRE1	(68, 84, KRE2, KRE3)
84	Boreal VeSh VeSma Sil Clear	n=42	KRE0	(69, 85, KRE2, KRE3)
85	Boreal VeSh VeSma Sil Humic	n=30	KRE1	(84, KRE2, KRE3)
86	Boreal VeSh VeSma Cal Clear	n=4	KRE1	(KRE2, KRE3)
96	Boreal Deep Små Sil Clear	n=4	KRE2	(KRE0, KRE1, KRE3)
132	HighIn Shal VeSma Sil Clear	n=11	KRE3	(KRE0, KRE1, KRE2)
148	HighIn VeSh VeSma Sil Clear	n=53	KRE3	(KRE0, KRE1, KRE2)

Basert på data vist i Figur 2a er det ingen signifikante forskjeller mellom klasser 68, 69, 84, 85, og 86, eller mellom klasser 96, 132 og 148. Hvis de tre outliers (Svarhammartjønn (1294), Langtjørna(1295), Tjønn I (1298)) er fjernet blir det foreslått flere grupper der lokalitetene ikke skiller seg: (68, 84), (85, 86, 69), (96) og (132, 148). Disse nye grupper er kalt fra KRE0 til KRE3

1.2.2 ALTERNATIV KLASSIFISERING



Figur 2b. Fordeling av site-scores når hele artsmatrise er analysert i CA, basert på krepsdyrdata (B. Walseng)

Pga. lav prosentual antall klassifiserte stasjoner og de tre outliers detekter i Figure 2a, ble data analysert på en alternativ måte. Den eneste forskjellen var at nå hele artsmatrise var først analysert i CA og deretter de lokalitetene som kunne klassifiseres ble plukket ut. Resultatene ble noe forskjellige, spesielt scoren på de tre outlierne ble redusert (Figur 2b).

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
68	Boreal Shal VeSma Sil Clear	n=24	???	(132, 148)
69	Boreal Shal VeSma Sil Humic	n=3	KRE1	(KRE2, 84)
84	Boreal VeSh VeSma Sil Clear	n=42	???	(69, 132, 148)
85	Boreal VeSh VeSma Sil Humic	n=30	KRE1	(KRE2)
86	Boreal VeSh VeSma Cal Clear	n=4	KRE1	(KRE2)
96	Boreal Deep Små Sil Clear	n=4	KRE2	(KRE1)
132	HighIn Shal VeSma Sil Clear	n=12	KRE2	(KRE1, 68, 84)
148	HighIn VeSh VeSma Sil Clear	n=55	KRE2	(KRE1, 68, 84)

Basert på data vist i Figur 2b er det signifikante forskjeller mellom klasser (69, 85, og 86) samlet til gruppe kalt KRE1 og mellom klasser (96, 132 og 148) samlet i gruppe kalt KRE2.

1.3 LITORALE BUNNDYR (DATA FRA RADDUM)

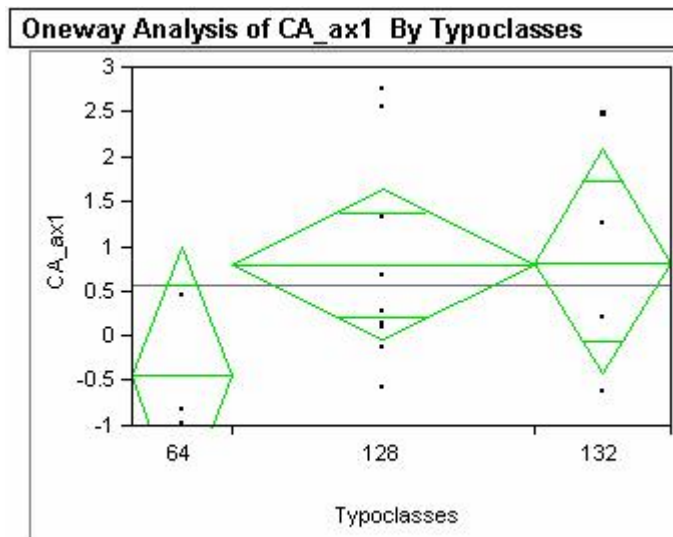
- Modifikasjoner til datasett: hentet max.dybdedata fra fil RaddumEnvironmentalData.xls og regioner fra raddumresult.xls
- Alle lokalitetene (av totalt 22) kunne bli klassifisert
- Kalsium & TOC ble brukt i klassifiseringen (istedenfor Alkalinitet & Farge), med følgende antagelse: 5 mg/l TOC tilsvarer 30 mg Pt /l
- Input: \ready\RaddumLit_IN.xls
- 22 lokaliteter og 33 arter til CA

Resultat:

(4 klasser for små, $n < 3$)

Ingen signifikant forskjellige klasser (enveis ANOVA: $p=0.28$; Wilcoxon/Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test: $p=0.24$).

Det er vel å merke at teststyrken var 0.25, dvs. sannsynligheten for å kunne påvise forskjeller mellom klassene i dette tilfellet var temmelig lav.



Figur 3. Fordeling av site-scores (fra CA) i innsjøklassene, basert på litoral bunndyrdata (G. Raddum)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
64	Boreal Shal Små Sil Clear	n=3	RLI1	(-)
128	HighIn Shal Små Sil Clear	n=9	RLI1	(-)
132	HighIn Shal VeSma Sil Clear	n=4	RLI1	(-)

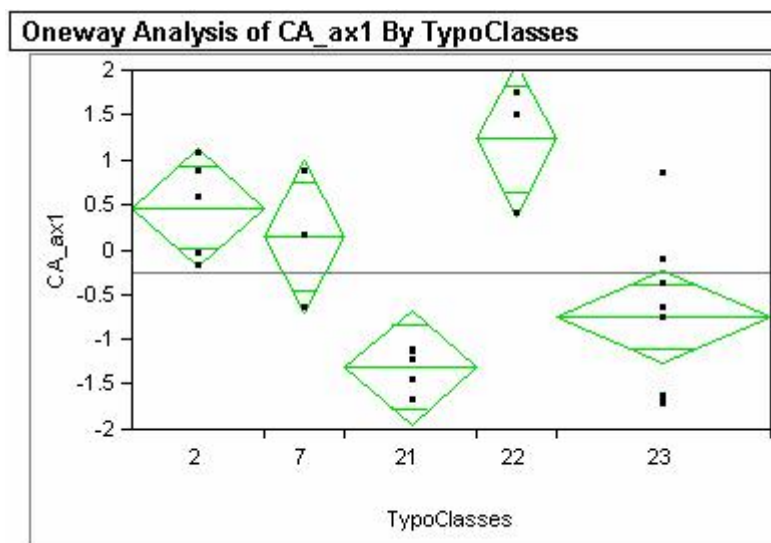
Siden det ikke fantes signifikante forskjeller er de tre klassene foreslått gruppert til ny klasse kalt RLI1

1.4 VANNVEGETASJON (DATA FRA MJELDE)

- Modifikasjoner til datasett: (hentet 10-15 fargetall fra EUREGI data, fjernet ?-tegn). Regioner fra mjelderresult.xls
- Ca. 30 % av lokalitetene (av totalt ~100) kunne bli klassifisert
- Kalsium & Farge/TOC (TOC brukt ved 4 av lokalitetene) ble brukt i klassifiseringen (antatt at 5mg/l TOC=30 mg PT/l)
- Input: \ready\Mjelde_mod.xls
- 29 lokaliteter og 30 arter til korrespondansanalyse

Resultat:

(4 klasser for små, n<3)



Figur 4. Fordeling av site-scores (fra CA) i innsjøklassene, basert på vannvegetasjonsdata (M. Mjelde)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
2	LowInd Shal Små Cal Clear	n=5	FLO1	(FLO2)
7	LowInd Shal VeSma Cal Humic	n=3	???	(-)
21	LowInd VeSh VeSma Sil Humic	n=5	FLO2	(FLO1)
22	LowInd VeSh VeSma Cal Clear	n=3	FLO1	(FLO2)
23	LowInd VeSh VeSma Cal Humic	n=8	FLO2	(FLO1)

Basert på data vist i Figur 4 var det signifikante forskjeller mellom klasser (2, og 22) og klasser (21 og 23). Disse klasser er derfor foreslått gruppert under nye klasser kalt FLO1 og FLO2. Klasse 7 var ikke funnet forskjellig fra noen av andre klassene.

1.5 FISK [CPUE] (DATA FRA HESTHAGEN)

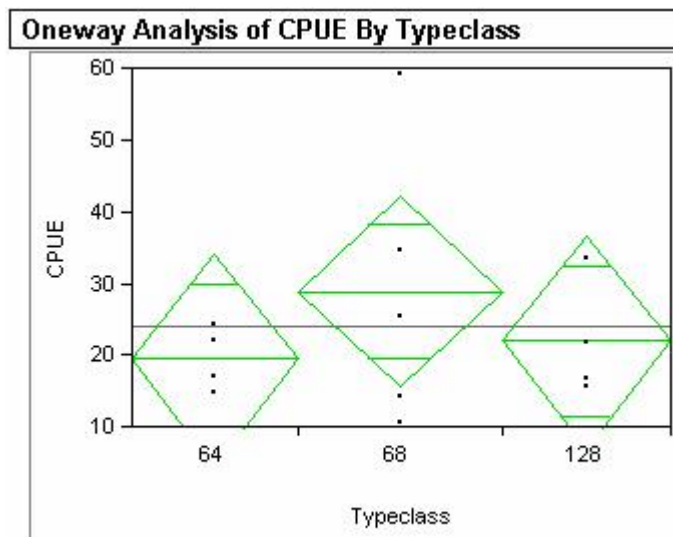
- Regioner fra hesthagenregion.dbf
- Ca. 65 % av lokalitetene (av totalt 26) kunne bli klassifisert
- Kalsium & Farge/TOC ble brukt i klassifiseringen (antatt at 5mg/l TOC=30 mg PT/l)
- Input: \ready\Hesthagen_IN.xls
- Siden dybdedata var ikke tilgjengelig, ble det antatt at alle tilhørte klassen 'shallow' (middeldyp = 3-15 m) Ifølge T. Hesthagen, tilhørte ingen av lokalitetene klassen 'very shallow' (middeldyp < 3 m).

Resultat:

(3 klasser for små, $n < 3$)

Ingen signifikant forskjellige klasser (Figur 5).

Enveis ANOVA: $p=0.56$; Wilcoxon/Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test: $p=0.90$.
Teststyrke=0.12



Figur 5. Fordeling av CPUE-verdier (Catch Per Unit Effort) i innsjøklassene, basert på fiskedata (T. Hesthagen)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
(64)	Boreal (Shal) Små Sil Clear	n=4	CPU1	(-)
(68)	Boreal (Shal) VeSma Sil Clear	n=5	CPU1	(-)
(128)	HighIn (Shal) Små Sil Clear	n=4	CPU1	(-)

Siden det ikke fantes signifikante forskjeller er de tre klassene foreslått gruppert til ny klasse kalt CPU1

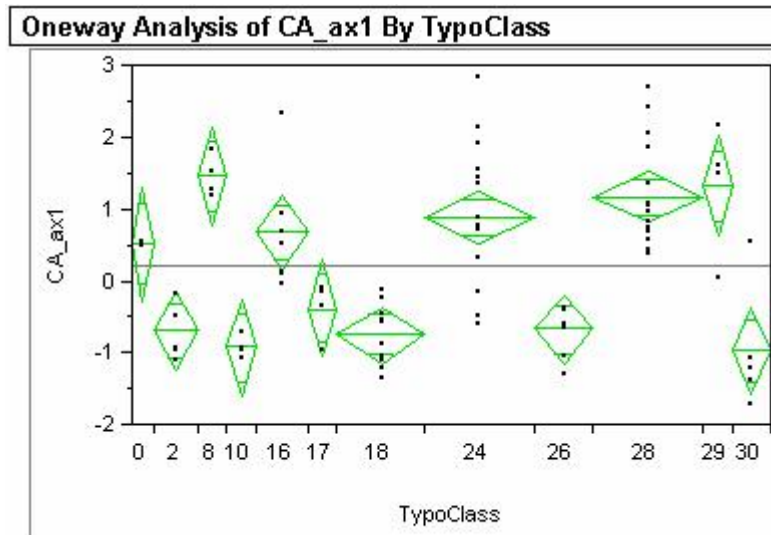
2. Elver

2.1 BEGROINGSALGAE (DATA FRA LINDSTRØM)

- Modifikasjoner til datasettet: 4. lokalitet utelukket (skrevet xxx på Ca parameter) siden inneholdte ingen arter. Regioner fra lindstromberegnet_mod.xls (siste 15 stasjonene resorter & skjekket)
- Ca. 90 % av lokalitetene (av totalt over 100) kunne bli klassifisert
- Kalsium & Filtret Farge/Ufiltret Farge/TOC ble brukt i klassifiseringen (antatt at 5mg/l TOC=30 mg PT/l)
- Input: \ready\EAL_Elvetypo_IN_Num.xls
- 103 lokaliteter og 93 arter til korrespondansanalyse

Resultat:

(11 klasser for små, n<3)



Figur 6. Fordeling av site-scores (fra CA) i elveklassene, basert på begroingsalge data (E-A. Lindstrøm)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
0	LowIn Små Sil Clear	n=3	???	(-)
2	LowIn Små Cal Clear	n=6	EAL1	(EAL2)
8	LowIn Medim Sil Clear	n=4	EAL2	(EAL1, 17)
10	LowIn Medim Cal Clear	n=4	EAL1	(EAL2)
16	Borea Små Sil Clear	n=7	EAL2	(EAL1)
17	Borea Små Sil Humic	n=4	???	(8, 28, 29)
18	Borea Små Cal Clear	n=12	EAL1	(EAL2)
24	Borea Medim Sil Clear	n=15	EAL2	(EAL1)
26	Borea Medim Cal Clear	n=8	EAL1	(EAL2)
28	Borea Store Sil Clear	n=15	EAL2	(EAL1, 17)
29	Borea Store Sil Humic	n=4	EAL2	(EAL1, 17)
30	Borea Store Cal Clear	n=5	EAL1	(EAL2)

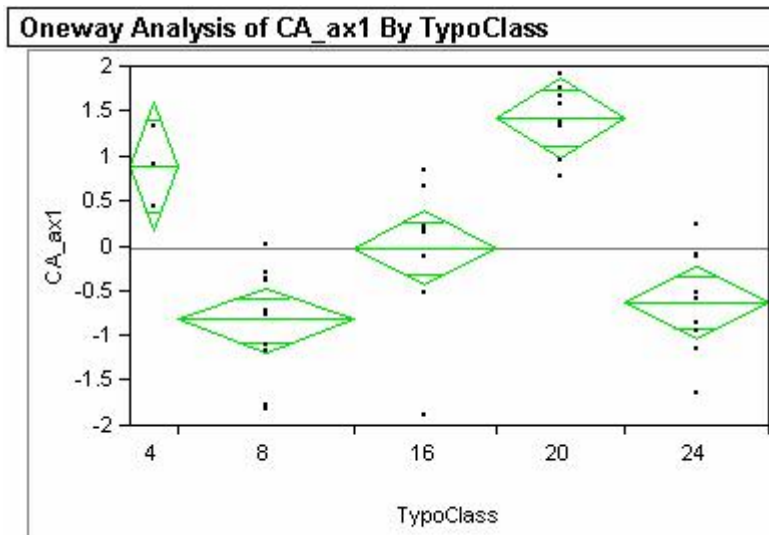
Her kunne man faktisk skille mellom to grupper, EAL1 og EAL2 der hver enkelt klasse inni den ene gruppen er forskjellig fra alle de andre klassene i den andre gruppen med ~95% signifikansnivå. Felles miljøfaktor for de to gruppene er tydeligvis alkalinitet. En ANOVA test av klassene i de to gruppene EAL1 og EAL2 viser ingen signifikante forskjeller, men også at teststyrken er lav, 0.15 for EAL1 og 0.26 for EAL2.

2.2 BUNNDYR (DATA FRA RADDUM)

- Data fra 3 vassdrag + elver i Eid kommune brukt
- Modifikasjoner til datasettet: første & siste kolonner i artsmatrise fjernet (grupperte taxa), Regioner fra raddumelvregion.xls
- Nedbørfeltareal er blitt manuelt vurdert (se mailen)
- Ca. 80 % av lokalitetene (av totalt 52) kunne bli klassifisert
- Kalsium & Farge/TOC ble brukt i klassifiseringen (antatt at 5mg/l TOC=30 mg PT/l)
- Input: \ready\RaddumElver_IN_Num.xls
- 43 lokaliteter og 38 arter til korrespondansanalyse

Resultat:

(2 klasser for små, $n < 3$)



Figur 7. Fordeling av site-scores (fra CA) i elveklassene, basert på bunndyr data (G. Raddum)

Klass	Forklaring	N	Foreslått gruppe	Er forskj. fra
4	LowIn VeSma Sil Clear	n=3	REL1	(REL2)
8	LowIn Medim Sil Clear	n=11	REL2	(REL1, 16)
16	Borea Små Sil Clear	n=9	???	(8, 20)
20	Borea VeSma Sil Clear	n=8	REL1	(REL2,16)
24	Borea Medim Sil Clear	n=9	REL2	(REL1)

Her kunne man skille mellom to grupper, REL1 og REL2 der det var signifikant forskjell mellom klassene (4, 20) og (8, 24). Felles miljøfaktor for de to gruppene er tydeligvis størrelse på nedbørfeltareal.

Vedlegg C. Liste over mulige referanselokaliteter

Tabell B1. Mulige innsjøer som kan være aktuelle kandidater til referansenettverk sortert etter stigende breddegrad (Y-koordinat)

NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)
316	Femsjøen	32	640846	6557636	3,5	
342	N Kornsjø	32	654336	6537991	6,98	5,2
132	Vestvatnet	32	619115	6579833	5,32	3,6
5858	Visterflo	32	614211	6574533	4,92	
318	Aspern	32	654711	6561807	3,74	
3554	Breidtjern	32	656012	6556399	0,56	10
374	Store Le	32	661503	6570654	3,06	
323	Rødenessjøen	32	649833	6597337	3,91	
4983	Øymarksjøen	32	573544	6674501	3,78	
373	Rømsjøen	32	660197	6622317	4,17	
137	Lyseren	32	619308	6619792	4,17	4,4
5782	Bæretjernet	32	608565	6603033		9,9
2478	Ulvenvatn-Nordvatn-Verkensvatn	32	576279	6630904	32,4	4,5
315	Floen	32	641326	6653133		9,9
325	Mjermen	32	646381	6623219	2,55	7,5
113	Øyeren	32	621167	6637486	4,8	
141	Hurdalsjøen	32	616273	6687800	2,54	
5252	Bogstadvannet	32	590332	6649460	5,79	
2510	Nøkklevatn	32	605094	6639455	3,64	4,2
122	Nugguren	33	338199	6690351	2,51	6,4
364	Sigernessjøen	33	335730	6668561	3,05	4,7
154	Vingersjøen	33	336355	6675957	3,45	
3618	Kveåsjøen	32	618059	6762513		8,6
250	Mesna	32	588783	6776301	2,34	
118	Mjøsa	32	591793	6752704	4,94	
196	Næra	32	591579	6766383	7,93	
198	Sør-Mesna	32	591926	6774111	2,57	
253	Rokosjøen	32	633030	6741861	2,71	9,6
192	Harasjøen	32	632779	6724896	2,49	
152	Råsen	32	638143	6699310	2,23	10,6
120	Storsjøen	32	644735	6695780	2,23	5,5
153	Dølisjøen	32	653794	6686720	6,37	10
368	Storbørja	32	661955	6665159	1,47	14,8
353	Skjervangen	32	661582	6644608	3,82	9,1
239	Gjesåssjøen	32	662964	6731252	4,46	
158	Hukusjøen	32	661827	6710006	2,2	9,5
3786	Tyskedammen	33	360437	6721723		12,2
182	Vermunden	33	357344	6731644	2,4	9,7
238	Eidsmangen	32	649306	6721698		10,8
1351	Engeren	32	660578	6834573	4,78	3,4
162	Ossjøen	32	652659	6794268	1,88	6,3
126	Atnsjøen	32	561892	6860854	0,61	1,3
242	Møklebysjøen	32	602320	6800223		2,3
1363	Arasjøen	32	635675	6877138	0,68	14,8
163	Lomnessjøen	32	614810	6850430	7,36	
125	Storsjøen	32	623128	6815345	5,63	2,9
33287	Drevsjøen	32	658373	6865729	7,79	
1348	Femunden	32	652871	6916918	1,23	
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

1362	Hyllsjøen	33	344406	6841728		6,6
33258	Store Gunnarsjøen	33	347755	6874159	1,62	2,3
1340	Vurrujøen	33	348047	6863669	5,89	6,4
35827		32	610983	6902342	0,27	5
1356	Langsjøen	32	635118	6895118	2,91	
170	Savalen	32	577012	6901912		2,9
32131	Brennvoltjørna	32	593544	6873732	0,55	3,7
35909	Kjemsjøen	32	567804	6884106	3,48	
32130	Stortjørna	32	592129	6873543	0,68	2,4
32121	Søre Klettsjøen	32	564551	6874009	0,47	3
245	Narsjøen	32	628339	6916085	2,47	5,3
197	Ringsjøen	32	574836	6749431	9,86	
34591		32	504140	6910687	0,28	0,73
34704	Kjelsungvatnet	32	507714	6900984	0,48	0,38
119	Lesjaskogsvatnet	32	471706	6897665	1,12	
233	Mjogsjøen	32	502752	6899690	0,48	0,57
34660	Svartdalsvatnet	32	491898	6905278	0,44	0,32
224	Liavatnet	32	434241	6857863	0,68	0,32
29185	Nedre Søvertjørne	32	430866	6859147	0,53	0,37
221	Lalmsvatnet	32	511295	6858643	1,5	
149	Vågåvatnet	32	497323	6857849	1,31	
210	Olstappen	32	520435	6816063	1,75	
32237	Fremre Illmanntjørne	32	542827	6860566	1,04	0,76
231	Rondvatnet	32	542078	6862902	0,23	0,34
32256	Selsvatnet	32	518339	6857033	21,4	
267	Espedalsvatnet	32	532679	6805522	2,31	
143	Einavatnet	32	589558	6717078	10,6	
116	Harestuvatnet	32	595026	6673397	6,96	
4789	Langen	32	599640	6694344		5,9
523	Randsfjorden	32	576843	6695684	5,32	3,7
4843	Øyskogtjernet	32	584651	6688710	39,4	
607	Landåsvatnet	32	573098	6743535	5,02	
606	Trevatna	32	578316	6723476	2,51	
7128	Fjellvatnet	32	526920	6713906	0,27	2,5
7054	Steintjern	32	519718	6726175	0,9	6,3
7026	Vesle Øyvvatnet	32	532797	6730615	0,97	9,2
559	Steinsetfjorden	32	522164	6769050	4,08	
515	Strondafjorden	32	507426	6760159	2,6	1,8
576	Sæbufjorden	32	511398	6764620	2,36	
516	Slidrefjorden	32	498018	6773142	1,86	
580	Heggefjorden	32	502533	6778845	2,47	2,8
577	Volbufjorden	32	504723	6773944	2,09	
272	Øvre Heimdalsvatnet	32	492891	6809877		
534	Øyangen	32	494167	6785996	1,03	
30714		32	471107	6784978	0,63	0,73
146	Bygdin	32	467155	6803381	0,9	0,31
1573	Tyin	32	459543	6797471		0,32
517	Vangsmjøsi	32	469950	6781042	1,48	
6311	Lille Lauervatnet	32	536482	6601430	26,6	
514	Sperillen	32	559522	6700323	2,1	3,4
522	Tyrifjorden	32	554074	6642656	12,3	
522	Tyrifjorden	32	554074	6642656	12,3	
7241	Buvatnet	32	542109	6697150		3,8
7073	Langevatnet	32	514025	6723489		5
547	Strandafjorden	32	469589	6716859	2,08	
16403	Vassfjorden	32	467121	6728545	3,27	
597	Hølsfjorden	32	461632	6719696	1,87	
598	Hovsfjorden	32	458403	6719945	1,73	
389	Skurdalsvatnet	32	460735	6704093	3,04	
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

552	Sløddfjorden	32	439329	6707088	1,63	
392	Storekrækkja	32	429112	6702047	0,81	0,7
601	Sunnalsfjorden	32	447903	6723354	1,87	
550	Ustedalsfjorden	32	454635	6709909	2,53	
551	Ustevatn	32	445750	6705829	1,9	
546	Soneren	32	530315	6658392	1,29	
521	Krøderen	32	535595	6688008	2,05	3,9
542	Eikeren	32	551395	6614600	5,99	
541	Fiskumvatnet	32	546650	6619094	6,35	
6194	Råvatn	32	546573	6612818	9,58	
5759	Rødvatnet	32	586311	6608593	4,43	
310	Sandungen	32	583011	6613471	2,25	
402	Mjovatnet	32	518974	6633067	1,71	9,4
379	Vatnebrynnvatnet	32	529119	6638292	2,26	
399	Våtvatnet	32	519447	6632329		6,3
395	Langesjøen	32	427995	6678331		2,2
384	Norefjorden	32	500954	6673556	2,14	
375	Tunhovdfjorden	32	492604	6694096		2,6
429	Farris	32	550123	6558899	2,29	
433	Hallevatnet	32	551770	6545620	2,5	
5771	Blindevatnet	32	575972	6603969		2,5
5879	Gjennestadvatnet	32	570973	6566825	7,48	
6	Nordsjø	32	511424	6580577	1,85	
1	Heddalsvatnet	32	512298	6602203	1,74	
6235	Kloumannsjøen	32	515651	6608235	1,61	
13505	Reskjemvatnet	32	504994	6599488		5,5
434	Gorningen	32	544326	6569223	1,7	
1239	Bjorvatnet	32	494928	6552210	0,92	
27509	Tokke	32	511919	6543597	1,75	
27509	Tokke	32	511919	6543597	1,75	
27509	Tokke	32	511919	6543597	1,75	
14272	Nome	32	509159	6573008	1,82	
14381	Tyri	32	508092	6569102	2,74	
13998		32	495467	6584469	1,81	
12147	Heivatn	32	498165	6641666		6,4
36	Mår	32	457217	6665115		1,3
2	Tinnsjø	32	496138	6637746	0,55	
109	Viuvatnet	32	443676	6667637	0,47	2,2
30	Hjartsjåvatnet	32	485340	6607505	1,68	
11	Seljordsvatn	32	491430	6588638	1,86	
7	Flåvatn	32	493261	6573827	1,77	1,4
13993	Sundkilen	32	471870	6582689	3,21	
1293	Sandvatnet	32	456992	6565276	0,56	2,7
1277	Skredvatn	32	449754	6577692	0,8	
1311	Tussetjørn	32	434670	6558845	0,5	4,5
22	Bandak	32	460609	6584583	1,64	1,3
80	Oftevatnet	32	454671	6595175	2,6	
18827	Dargesjøen	32	420757	6660569	0,9	0,84
39	Fjellsjøen	32	423794	6662748		1,7
53	Grungevatn	32	427467	6620766	1,51	
89	Lognvikvatn	32	451003	6615972	1,77	
3	Møsvatn	32	451557	6635516	1,27	1,3
9	Totak	32	427898	6627040	1,42	1
40	Urdevatnet	32	428024	6648306	0,49	0,8
24	Vinjevatn	32	435958	6607778	1,43	
1316	Reddalsvatnet	32	468226	6464577	10,53	
1270	Rore	32	474028	6472236		3,1
1271	Syndle	32	468779	6469187		3,9
10623	Assævatnet	32	481995	6482628		5,8
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

10620	Bjørtjern	32	488130	6483814		7,8
10538	Longumvatnet	32	485684	6483262	4,33	
1264	Gjerstadvatnet	32	502685	6524898	1,33	
1257	Ubergsvatnet	32	490956	6501636	1,69	
10482	Bjørvatnet	32	467976	6486635	0,91	2,6
10593	Trævatn	32	476358	6483734	1,06	
1318	Herefossfjorden	32	461290	6482717	0,61	
10069	Lisle Hovvatnet	32	444260	6496473	0,26	5,4
11074	Resvatn	32	457172	6465544	2,38	3,3
1081	Breidflå	32	429453	6490197	0,68	
10727	Myglevatnet	32	417121	6479961		5,5
8373	Tjørnstøltjørn	32	434917	6527658	0,77	4,9
14818	Rosskreppfjorden	32	394884	6552274		1
15256	Urdevotni	32	403851	6546295	0,48	1,3
1072	Hartevatnet	32	406793	6601188	0,79	
11656	Moslandsvatnet	32	409792	6438767		2,4
1187	Skagestadvatnet	32	416781	6436873	2,72	
1390	Selura	32	365907	6465411	1,43	
1059	Venneslafjorden	32	439832	6461008	0,74	
10967	Mindrebøvatnet	32	411605	6471018		8,6
1158	Øre	32	406488	6493006	0,49	
11295	Hellevatnet	32	385210	6455581	3,45	6,2
1232	Lygne	32	396278	6479808		4
1371	Galdalsvatnet	32	383526	6479492	0,6	
1400	Sirdalsvatnet	32	364472	6483114	0,4	1,5
15342	Vestre Flogvatnet	32	386007	6544720	0,34	0,99
21063	Fotlandsvatnet	32	325597	6487200	0,89	
1556	Kyllesvatnet	32	318055	6527834	4,14	
1553	Stokkavatnet	32	308355	6541352	11,2	2,8
1440	Barstadvatnet	32	340917	6476725	0,83	
1438	Eidsvatnet	32	345398	6483084	1,03	
1401	Hovsvatnet	32	354550	6486512	0,91	1,8
20952	Kjørmojtjørnene	32	350435	6492919	0,59	3
1399	Lundevatnet	32	360173	6475928	0,48	
1523	Byrkjelandsvatnet	32	336214	6511250	0,81	
1526	Hofreistævatnet	32	335908	6507892	0,68	
1525	Svelavatnet	32	331710	6502491	1,32	
1546	Edlandsvatnet	32	319076	6517668	2,31	
1547	Limavatnet	32	321861	6519205	3,6	2,9
1659	Oltedalsvatnet	32	328024	6523392	1,13	1,7
20056	Stakkheitjørna	32	329384	6517626	0,56	1,5
1554	Hålandsvatnet	32	306789	6541984	17	5,2
1661	Espedalsvatnet	32	341790	6533285	0,53	
19385	Kringlevatnet	32	343105	6538921	0,32	2,6
19336	Rundavatnet	32	344171	6540236	0,23	2,7
1680	Bjørreimsvatnet	32	327656	6551229	1,7	1,9
23082	Nordvatnet	32	323584	6552330		4,2
1679	Vostervatnet	32	326853	6554656	3,71	3
23097	Åsvatnet	32	327620	6548105		2,1
1859	Hetlandsvatnet	32	334805	6562755	4,39	2,1
24355	Krokavatnet	32	351453	6582063	0,78	4
24694	Litlevikvatnet	32	351865	6575030	0,56	3,7
1864	Suldalsvatnet	32	360594	6597836	0,96	
23621	Rødstjørna	32	348912	6615624		1,8
2038	Aksdalsvatnet	32	296963	6591340	1,9	1,9
2041	Stakkastadvatnet	32	294950	6597600	1,13	
2039	Storavatnet	32	304894	6588418	1,55	4
2040	Storevatnet	32	301874	6580454	3,32	4,7
23007	Hilleslandsvatnet	32	287171	6566389	8,01	4,5
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

22815	Tuastadvatnet	32	292103	6584509		3,8
2034	Fjellgardsvatnet	32	332606	6606643		0,54
22439	Flotavatnet	32	335069	6609984	0,39	1,2
2035	Gjerdalsvatnet	32	316809	6599707	1,69	
22508	Risvatnet	32	338658	6606302	0,32	0,59
2036	Vatsvatnet	32	314611	6599950	3,13	2,7
26786		32	293630	6693936	0,86	4,9
2075	Haukelandsvatnet	32	304810	6697372	2,32	
2057	Kalandsvatnet	32	301231	6686965	1,92	
1469	Stordalsvatnet	32	337084	6622260	1,08	
22141	Krokavatnet	32	282342	6641157		3,2
22255	Storavatnet	32	299479	6632294	13,4	
1492	Storavatnet	32	294334	6644826	1,78	
2047	Kvitebergsvatnet	32	324793	6658698	3,97	
27566	Torsnesvatn	32	347827	6681028		1,7
23286	Røldalstjørn	32	368978	6641720	0,85	6,8
1865	Røldalsvatnet	32	375159	6630685	0,75	
1701	Sandvinvatnet	32	363746	6657771	0,65	
43	Litlosvatnet	32	396781	6662067	1,65	0,3
42	Valgardsvatni	32	408058	6665550	2,3	0,28
27428	Vatnosetvatnet	32	382041	6701352		0,38
17010		32	426880	6709081	0,38	0,23
1905	Eidfjordvatnet	32	396192	6702450	3,14	
2010	Granvinvatnet	32	374965	6715546	1,07	
2084	Evangervatnet	32	339463	6727390	0,83	
2071	Hamlagrøvatnet	32	344064	6716135		1,4
2089	Lønavatnet	32	362228	6730389	0,82	1,5
2091	Myrkdalsvatnet	32	362744	6744156	0,65	
2090	Oppheimsvatnet	32	369991	6742658	1,1	
2085	Vangsvatnet	32	356666	6722590	0,82	
2044	Gjønavatnet	32	325767	6684051	1,03	
2042	Henangervatnet	32	325227	6678332	1,36	
2043	Skogseidvatnet	32	327510	6680670	1,32	
2060	Askevatnet	32	289690	6711995	1,26	
2068	Toskedalsvatnet	32	319089	6729184		2,5
26389	Kleppsvatnet	32	312106	6723336		6,7
26360	Ølvatnet	32	287577	6727059	1,27	
2124	Tveitvatnet	32	298546	6729635	1,32	
26000	Markusdalsvatnet	32	296949	6756988	0,32	2,9
25981	Øvste Botnetjørni	32	301102	6758040	0,25	3,8
1754	Endestadvatnet	32	318525	6835033	0,56	
28197	Langevatnet (Grytevatnet)	32	297219	6843520	0,41	0,85
1755	Lykkjebøvatnet	32	320296	6837073	0,59	
28225	Rundedalsvatnet	32	299057	6842483	0,39	0,3
28328	Svardalsvatnet	32	310982	6827549	0,65	
25776	Botnavatnet	32	304924	6766302	0,28	2
25811	Holmevatnet	32	305139	6764787	0,46	1,1
2131	Yndesdalsvatnet	32	302676	6760728		2,3
1625	Espelandsvatnet	32	305989	6786697	0,89	
1451	Øystrebøvatnet	32	332675	6775815	211	
29724	Anestølsvatnet	32	388167	6804290		0,32
1497	Vassbygdvatnet	32	407480	6749067	1,3	
1571	Årdalsvatnet	32	431167	6790868	0,83	
1603	Hafslovatnet	32	402020	6797618	1,36	
1604	Veitastrondvatnet	32	398018	6809821	1,22	
1641	Hovlandsdalsvatnet	32	307454	6796317	0,43	
1639	Hovlandsvatnet	32	305328	6798017	0,47	
1643	Langesjøen	32	294707	6798909	0,49	3,9
28557	Skardsvatnet	32	311374	6801751	0,34	2,3
NVE Nr	Navn	Sone	X-koord	Y-koord	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

1647	Strandavatnet	32	310194	6803744	1,44	
1650	Hestadjorden	32	334860	6803596	0,43	
29741	Holmevatn	32	360926	6802713	0,22	0,48
1653	Lauvatnet	32	347905	6805816	0,47	
1648	Viksdalsvatnet	32	343212	6802882	0,43	
29446	Håheimsvatnet	32	367759	6831218	1,03	
1734	Jølstravatnet	32	347325	6821381	0,8	
1649	Haukedalsvatnet	32	355988	6811285	0,42	
1736	Holsavatnet	32	344363	6813039	0,79	
29589	Mevatnet	32	369610	6815451	0,38	0,27
1733	Movatnet	32	338229	6814827	0,81	
28187		32	304609	6844855	0,29	0,44
1807	Hornindalsvatnet	32	351495	6867687	0,77	
1800	Breimsvatnet	32	361845	6842849	1	
1756	Emhjellevatnet	32	327453	6837525	0,59	
1801	Sanddalsvatnet	32	373344	6846022	0,83	
28120	Traudalsvatnet	32	345739	6850241		0,48
1806	Lovatnet	32	391213	6857936	0,99	
27288	Oldevatnet Sør	32	383688	6846307	0,97	
1802	Strynevatnet	32	390950	6868670	1,44	
31186	Lundalsvatnet	32	424695	6966732	0,72	4,2
1982	Brusdalsvatnet	32	368873	6929763	1,28	
31047	Blæjevatnet	32	331925	6882970	0,63	0,31
1947	Snipsøyrvatnet	32	343743	6915112	1,25	2,3
1941	Rotevatnet	32	349506	6893147	1,15	
1945	Vatnevatnet	32	355589	6893777	1,68	2
1976	Eidsvatnet	32	403784	6896513		0,89
31509	Andestadvatnet	32	378917	6922366	1,43	2,5
1955	Fetvatnet	32	375855	6911799	0,77	
1983	Engsetvatnet	32	382916	6934051	1,32	2,6
31309	Store Hestevatnet	32	366835	6942583	0,41	2
1987	Ulvådalsvatnet	32	439776	6903794	0,95	0,43
31312	Røndølskardvatnet	32	452533	6942183	0,38	0,41
2007	Langvatnet	32	407390	6975012	6,99	3,9
2009	Nosvatnet	32	418185	6975826	5,92	3,5
2150	Hafstadvatnet	32	466315	6966063	0,77	
2149	Hanemsvatnet	32	463202	6967541	1,13	4,1
31151	Stølsvatnet	32	459528	6972729	0,75	
34032		32	500139	6957248	0,26	0,22
33854	Kverrvatnet	32	514809	6973329	0,72	1,1
33992	Øvre Neådalsvatnet	32	499480	6960761	0,47	1,1
36436	Skardvatnet	32	488635	7018270	0,4	1,9
910	Jonsvatnet	32	579311	7027232	7,69	
910	Jonsvatnet	32	579311	7027232	7,69	
972	Heimsvatnet	32	502767	7032412	1,83	
2524	Austvatnet	32	537758	7030991	0,68	6,7
37307	Nedre Hanstjørna	32	535128	7035255	0,61	16,1
979	Storvatnet	32	530979	7053107	4,59	5,5
36977	Liavatnet	32	540506	7073303	2,72	
659	Store Gjølgevatnet	32	548395	7074722	2,12	5,6
36780	Grovlivatnet	32	556738	7086602	0,48	3,1
36727	Skjerivatnet	32	576140	7094043	0,48	1
663	Stordalsvatnet	32	565344	7094943	1,61	3,7
963	Gagnåsvatnet	32	532433	7015612	2	
955	Hostovatnet	32	528650	7007148	6,03	
965	Songsjøen	32	533220	7021799	1,1	2,4
976	Søvatnet	32	519044	7010057	1,16	
114	Aursunden	32	643803	6946190	4,12	
174	Djupsjøen	32	630349	6942786	7,02	
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

35326	Tufsingen	32	648659	6945121	0,7	2
37615	Langvatnet	32	570685	7010879	4,02	
889	Ånøya	32	557958	7010038	14,4	
892	Selbusjøen	32	600577	7016223	2,82	
902	Stuggusjøen	32	645572	6978969	3,05	
937	Lømsen	32	622647	7110606	14,8	
931	Reinsvatnet	32	625852	7103672	3,89	
37029	Hyllvatnet	32	575322	7069882	0,63	3,2
2484	Langåsdammen	32	615305	7066758	3,75	
37117	Lynvatnet	32	607627	7060232	17,4	
914	Movatnet	32	608501	7057145	7,18	5,1
37128	Nesvatnet	32	603597	7059512	11,1	
925	Kjesbuvatnet	32	635083	7079422		5,3
942	Leksdalsvatnet	32	628253	7082242	3,1	
928	Store Høysjøen	32	643782	7085201		5,6
40844	Bjørfarvatnet	32	595573	7129803	0,54	3,3
41040	Snau fjellvatnet	33	409908	7118398	0,43	1,8
930	Snåsavatnet	33	369198	7128356	3,18	
1141	Arvatnet	33	440786	7103515		1,9
1139	Lenglingen	33	437163	7125428	1,06	2,7
1149	Midtre Blåfjellvatnet	33	427854	7110050	0,44	1,2
709	Skjelbreidvatnet	33	421741	7153077	2,8	
1138	Ulen	33	444190	7115409	1,01	
1131	Limingen	33	430862	7187354	2,89	
43607	Vestre Sipmeksjøen	33	460168	7215533	0,45	25,9
39076	Lindsetvatnet	33	393856	7193390	0,2	0,39
716	Storgåsvatnet	33	414269	7216480	0,3	1,2
39224	Store Fiskåvatnet	33	370072	7188625	0,31	2,3
692	Øyvatnet	33	373107	7181246	0,95	2,2
703	Eidsvatnet	33	362141	7160857	1,8	3,3
40322	Grytsjøen	33	359430	7143872	0,48	5,8
39069		32	641316	7197175	0,62	3,7
834	Soløyvatnet	33	482585	7466408	10,2	
800	Valnesvatnet	33	475854	7447472		1,3
1042	Hartvikvatnet	33	609401	7607184	9,8	
1030	Rundtindvatnet	33	601495	7562480	0,43	0,41
497	Drevvatnet	33	427285	7327113	5,04	
495	Fustvatnet	33	426681	7309838	2,46	
42338	Nervatnet	33	408019	7293558	0,26	1,5
501	Røssvatnet	33	455712	7295303	3,82	
45085	Storgleinsvatnet	33	390647	7339102	7,74	
45039	Storvatnet	33	388863	7343786	26,9	
44273	Grønåsvatnet	33	440887	7403706		1,1
785	Markavatnet	33	445648	7421505		0,69
43877	Storvikvatnet	33	450150	7427213		0,36
806	Kjemåvatnet	33	517807	7403041	0,46	1,1
44473	Straitasjavri	33	523174	7384960		0,71
46290	Kvitblikvatnet	33	520453	7468207	17,1	
811	Langvatnet	33	544691	7446930	5,32	
46279	Vallvatnet	33	522311	7469063	10,5	
46838	Sandnesvatnet	33	539776	7527340	2,62	
1001	Kjerrvatnet	33	543449	7552954	0,62	2,3
47746	Trollvatnet	33	524929	7583303	0,79	1,2
48514	Langvatn	33	568911	7600139	18,9	
1193	Lavangsvatn	33	568074	7599780	23,8	
48048	Storvatnet	33	430172	7549875	0,61	1
47909	Reppvatnet	33	442505	7564832	2,49	
2534	Urdvatnet	33	454625	7577195	1,45	
47315	Langvatn	33	479160	7620621	1,16	
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

1217	Alsvågvatnet	33	508365	7642729	1,8	
48181	Kasfjordvatn	33	555523	7636436	5,82	2,8
48196	Møkkelandsvatn	33	557597	7634882	13	
48174	Storvatnet	33	567744	7640348	8,01	
48339	Vikevatn	33	562035	7618523	28,7	3,1
2365	Blåfjellvatnet	33	573300	7614124	9,2	1,1
2362	Saltvatnet	33	590938	7616398	3,5	
48493	Tennvatn	33	568996	7602440	20,2	6,2
2396	Altevatnet	34	447381	7598521	3,14	
2369	Nervatnet	33	616505	7643034	12,4	
2375	Røyrbakkvatnet	33	610044	7652517	5,3	
2370	Øvrevatnet	33	618827	7642356	13,1	
51701	Fiskvatn	34	405472	7678404	7,02	9,6
2399	Litle Rostavatnet	34	445533	7653833	5,27	
2400	Andsvatnet	34	395876	7664406	10,3	
2377	Reisvatnet	34	388034	7671657	349	
2376	Skøvatnet	33	614736	7660461	5,48	
50879	Kapervatnet	33	591595	7683280	0,5	0,98
2385	Storvatnet	33	607712	7678683	21,6	
50807	Daudmannsvatn	33	593993	7692852	0,49	0,68
50724	Storvatnet	33	585383	7700751	0,8	0,69
2416	Finnfjordvatnet	34	390281	7681186	10,5	
2381	Lysvatnet	33	610471	7698718	1,34	
2415	Rossfjordvatnet	34	392426	7692792	105	
1707	Josefvatnet	34	427177	7684861	19,2	2,1
1708	Sagelvvatnet	34	424612	7676478	10,8	1,9
2404	Takvatnet	34	423953	7668383	7,59	
2417	Ytre Fisklausvatnet	34	418508	7682596	5,85	1,3
1713	Skogsfjordvatnet	34	429824	7760246	2,53	
52689		34	495318	7681147	0,27	0,43
1818	Oksfjordvatnet	34	514599	7753777	3,69	
53900	Nabarvaggejavri	34	554376	7718791	4,02	2,1
2430	Oksevatnet	36	419721	7805530	0,73	1,1
63092	Andersbyvatnet	35	596962	7781807	1,44	3,2
63116	Langsmedvatnet	36	382984	7778925		2
63060	Skallnesvatnet	36	395953	7784107		1,7
55458	Storvatnet	34	600108	7842021	1,38	
50355		34	608650	7642161	0,16	4,9
55049		34	597957	7661174	0,2	3,9
2276	Gavdnjajavri	35	401031	7628665		2,9
49659	Guolehisjavri	34	551113	7645500	0,49	4,8
57607	Guotkujavrit	35	385248	7707203		3,3
2279	Iesjavri	35	391405	7731331	6,64	
2173	Ladnetjavri	34	606327	7710732	6,8	
55834	Øvre Saltvatnet	35	386446	7814518		0,77
59237	Litle Havvatnet	35	425156	7844992	<0.20	
59885		35	439235	7785636	0,24	0,68
60095	Vuoååojavri	35	416995	7769433		1,6
57475	Duolbajavri	35	405897	7713922		2,3
62019		35	489574	7783840	0,12	0,74
60801		35	515469	7847613	2,42	1,4
60619		35	539655	7859847	0,2	0,17
62427		35	544560	7872281	0,15	0,13
62290	Baisjavri	35	492397	7768738		1,3
62396	Lævvajavri	35	461077	7751902		1,2
61255	Suolovjavri	35	523209	7816204		0,78
63966	Coalmejavri	36	405176	7743585		1,4
64282	Dalvatn	36	397743	7734406	1,05	2,4
64316	Figenschouvatnet	36	414600	7730943	1,37	2
NVE Nr	Navn	Sone	X-koordinat	Y-koordinat	Ca (mg/l)	TOC(mgC/l)

64143	Første Høgfjellsvatn	36	415540	7736941	0,89	0,7
2471	Gravsjøen	36	407711	7739934		1,2
64170	Langvatnet	36	406690	7736715		1,5
64193	Langvatnet	36	391328	7737354	1,66	1,4
64217	Litle Djupvatnet	36	407264	7735277	0,89	0,69
2476	Litle Valvatnet	36	409763	7730251	1	1,2
63996	Namahisjavri	35	584858	7744397	1,24	1,9
64713	Otervatnet	36	413472	7717193	1,24	2,1
64482	Store Skardvatnet	36	413239	7724980	1,47	1,5
2455	Store Spurvvatnet	35	587532	7695701		2,5
2474	Store Valvatnet	36	407420	7730805	1,19	1
64406	Vegvatnet	35	587631	7730208	1,49	2,6
64632	Vierrajavri	36	409634	7720503	2,22	0,92
2457	Ødevatnet	35	579396	7663169		4,7

Tabell B2. Mulige vassdrag som kan være aktuelle kandidater til referansenettverk. Geografisk region: Ø = Østlandet med Trøndelag, V = Vestlandet, N = Nord-Norge unntatt Finnmark, F = Finnmark. Klimaregion: L = lavland under marine grense, B = boreal, H = høyland, dvs. områder over tregrensen. Størrelse angir nedbørfelt, Geologi: S = Silikat-dominert, dvs. kalkfattig (Ca < 4 mg/L), Ca = kalkrik (Ca > 4 mg/L), P = humusrik ("peat") (farge > 30 mg Pt/L)

Fylke	Geografisk region	Navn	Antatt Elvetype (Nordisk indeks)	Klima-region	Størrelse km2	Antatt Geologi
Akershus/Østfold	Ø	Haldenvassdraget	L8, B8	B	1588	S
Akershus	Ø	Sandvikselva, øvre deler	L4, B4	L, B	223	Ca
Hedmark/Oppland	Ø	Atna (sideelv Glomma)	B8, H8	B, H	1316	S
Oppland	Ø	Sjoa (sideelv Gudbr.dalslågen)	B8, H8	B, H	1526	S
Hedmark	Ø	Glomma (øvre deler)	B8	B	>1000	S
Hedmark	Ø	Osa (sideelv Glomma)	B8	B	1356	S
Oppland	Ø	Gudbr.dalslågen (Otta, Gausa)	B8, H8	B, H	>1000	S
Oppland	Ø	Begna	B8, H8	B,H	>1000	S
Buskerud	Ø	Simoa	B6	B	886	P
Aust-Agder	Ø	Gjerstadvassdraget	B5, 6	B	419	S
Aust-Agder	Ø	Storelva Vegår	B5, 6	B	457	S
Aust-Agder, Telemark	Ø	Arendalsvassdraget	B8, 9	B	4025	S
Vest-Agder	Ø	Mandalselva	B8, 9	B	1809	S
Vest-Agder	Ø	Audna	B5, 6	B	450	S
Vest-Agder	Ø	Sokndalsvassdraget	B5	B	294	S
Rogaland	V	Vikedalsvassdraget	B5, H5	B,H	118	S
Rogaland	V	Bjerkreimsvassdraget	B5, H5	B,H	705	S
Rogaland	V	Ogna	B5, H5	B,H	120	S
Rogaland	V	Frafjordvassdraget	B5, H5	B,H	178	S
Hordaland	V	Osvassdraget	L4,5, B4,5	L, B	109	S, Ca
Hordaland	V	Vosso	L8,9 B8,9 H8,9	L, B, H	1492	S, P
Hordaland	V	Flekkе/Guddal, øvre del	B5,6, H5,6	B,H	258	S, P
Hordaland	V	Veig	B5, H5	B,H	496	S
Sogn og Fjordane	V	Gaular	B5, H5	B,H	627	S
Sogn og Fjordane	V	Nausta	B5, H5	B	277	S

Fylke	Geografisk region	Navn	Antatt Elvetype (Nordisk indeks)	Klima-region	Størrelse km2	Antatt Geologi
Sogn og Fjordane	V	Oldenvassdraget	B5, H5	B,H	226	S
Sogn og Fjordane	V	Strynevassdraget	B5, H5	B,H	532	S
Møre og Romsdal	V	Rauma, sideelver: Grøna, Istra	B5, H5	B,H	227	S
Møre og Romsdal	V	Driva, sideelver: Vinstra, Grøvu	B4,5, H4,5	B,H	561	S, Ca
Sør-Trøndelag	Ø	Gaula	H8	H	3659	S
Sør-Trøndelag	Ø	Stjørdalselva: sideelver: Sona	L5, B5, H5	L, B, H	201	S
Sør-Trøndelag	Ø	Stjørdalselva: sideelver: Tylda	L1,2, B1,2, H1,2	L, B, H	93	S, Ca
Sør-Trøndelag	Ø	Stjørdalselva: sideelver: Forra	L6, B6, H6	L, B, H	605	P
Nord-Trøndelag	Ø	Namsen, sideelver: Høilandsvassdraget	B6, H6	B,H	233	P
Nord-Trøndelag	Ø	Namsen, sideelver: Sandøla, Luru	L9, B9, H9	L, B, H	2226	P
Nordland	N	Saltdalselva	H8	H	1544	S
Nordland	N	Vefsna	L7,8, B7,8, H7,8	L, B,H	4122	S, Ca
Nordland	N	Beiarelva	L7,8, B7,8, H7,8	L, B,H	1064	S, Ca
Nordland	N	Skjoma	L5, B5, H5	L, B,H	845	S
Troms	N	Måselva, øvre deler	H8	H	>1000	S
Troms	N	Skibotnelva	L5, B5, H5	L, B,H	770	S
Troms	N	Reisaelva	L7, B7, H7	L, B,H	2702	Ca
Finnmark	F	Altavassdraget, øvre deler	H4,5,6	H	694	S, Ca, P
Finnmark	F	Lakselva	L8, B8, H8	L, B,H	1533	S
Finnmark	F	Børselva	L5, B5, H5	L, B,H	883	S
Finnmark	F	Tana	L7, B7, H7	L, B,H	>1000	Ca
Finnmark	F	Pasvikelva	L7, B7, H7	L, B,H	18404	Ca
Finnmark	F	Syltefjordvassdraget	L5, H5	L, H	469	S
Finnmark	F	Sandfjordvassdraget	L5, H5	L,H	283	S
Finnmark	F	Jarfjordvassdraget	L5, H5	L,H	100-1000	S