

Felles instituttprogram

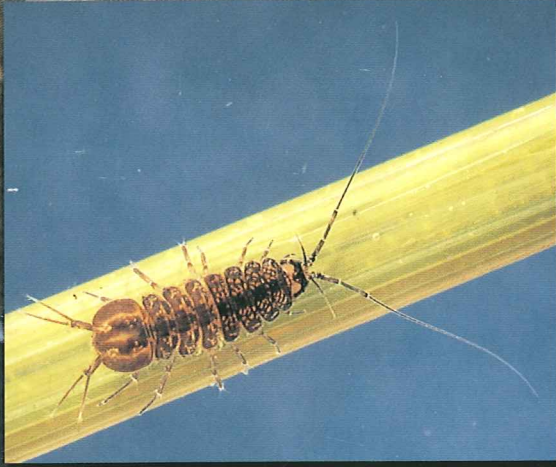
23 JUL 2002

SR-02/003

Virkninger av forurensning på biologisk mangfold:

Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder

Sluttrapport 1997-2001



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BIBLIOTEKET
BOKS 173 KJELSÅS
0411 OSLO

NINA Temahefte 19
NIVA Inr 4539-2002



Felles instituttprogram

Virkninger av forurensning på biologisk mangfold:

Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder

Sluttrapport 1997-2001

NINA Temahefte 19

NIVA Inr 4539-2002

Felles instituttprogram. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold:
Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder Sluttrapport 1997-2001.
- NINA Temahefte 19, NIVA Inr 4539-2002: 1-80.

Trondheim, mai 2002

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1305-2

Forvaltningsområde:
biologisk mangfold, forurensning
biodiversity, pollution

Rettinghaverne ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
NIVA Norsk institutt for vannforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Kaare Aagaard, NINA
Torleif Bækken, NIVA
Bror Jonsson, NINA

Sideombrekking innmat:
Kari Sivertsen
Design omslag:
Knut Kringstad
Tegnekantoret NINA•NIKU

Trykk: Trykkerihuset Skipnes

Opplag: 700

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax 73 80 14 01
<http://www.ninaniku.no>

NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax 22 18 52 00
<http://www.niva.no>

Omslagsfoto:

© Bjørn Rørslett - NN/NÆRFOTO: Kattehale, elvesnelle og nøkkerose
langs Gjersjøelva,
AkershusBlågrønnalge fra Karmøy
Botnegras fra Søndeled (bakside).

Odd Terje Sandlund - NINA:
Arild Hagen:

Akerselva.
Asell på strå

NINA og NIVAs strategiske instituttprogram 1997-2001

NINA og NIVA har av Basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd, Områdestyre for Miljø og Utvikling etter felles søknad blitt tildelt midler for å gjennomføre et felles instituttprogram: «Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder». Programmet er gjennomført i perioden 1997-2001.

For NINA og NIVA er det strategiske programmet grunnleggende for styrking og videreutvikling av fagkompetansen innenfor dette området. Programmet er spesielt rettet mot miljøforvaltningens og samfunnet for øvrig sine behov for kunnskap om forurensning og biologisk mangfold. Gjennom programmet styrkes den felles fagkompetansen innen områder der instituttene tradisjonelt har vært sterke. Det gir også mulighet til å videreutvikle kompetansen innen nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. I dette felles instituttprogrammet har det spesielt vært lagt vekt på å utvikle et samvirke mellom forskere som står faglig sett nær hverandre i de to instituttene. Dette har vært gjort både gjennom flere felles fagmøter og i gjennomføringen av de ulike delprosjektene som inngår i programmet.

Instituttene har til sammen en bred kompetanse innen biologisk mangfold i ferskvann. Kunnskaper om effekter av forurensningspåvirkningene på ferskvannssystemene er spesielt gode når det gjelder vannkjemi og fisk, og NIVA og NINA er internasjonalt sett langt framme innen disse feltene. Samarbeidet har gjort det mulig å gi en bred dokumentasjon av kompetansen innenfor forurensning og biodiversitet på ulike nivåer; plante- og dyreplankton, bunndyr og begroing. Dette gir et godt grunnlag for videre samarbeid om tolking av data og "føre var"-vurderinger. Fortsatt er det kunnskapshull knyttet til grenseverdier for forurensningsbelastninger og biologiske effekter.

Både NINA og NIVA ser på dette felles instituttprogrammet som en god mulighet til å utvikle nye faglige samarbeidsområder og en gjensidig mulighet til kunnskapsoppdatering. Dette gir et godt grunnlag for videre samarbeid og felles markedsutvikling mellom de to instituttene.

Koordinatorer for igangsetting, gjennomføring og rapportering av instituttprogrammet er forskningssjef Merete Johannessen, NIVA og forskningssjef Bror Jonsson, NINA

Trondheim – Oslo 15 mai 2002

Tor G. Heggberget
Direktør NINA

Odd Skogheim
Adm. direktør NIVA

Referat

Felles instituttprogram. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder Sluttrapport 1997-2001. - NINA Temahefte 19, NIVA Inr 4539-2002: 1-80.

Hovedmålsetting for programmet var å undersøke sammenhenger mellom forurensningspåvirkning og endringer i biodiversitet i by- og tettstedsnære vassdrag, samt utvikle og tilpasse mål for biodiversitet til operative forvaltningsverktøy.

I det ene av de to prosjektene i dette programmet har vi valgt å se på mulighetene for å lage en generell forventningsmodell for hvilke arter av stein- og døgnfluer vi kan finne i vassdrag som løper gjennom norske byer og tettsteder. Denne modellen har vi prøvd ut i to områder der vi finner to ulike typer tettsteds plassering, den ene med tettsteder nederst i vassdraget, påvirket av saltvannsflo slik som langs Trondheimsfjorden, den andre med tettsteder ved vassdrag i innlandet som rundt Mjøsa. Små dammer og bekker i bynære strøk blir ofte gjenfylt eller lagt i rør med katastrofale følger for dyre- og plantelivet. Dette temaet har vi tatt for oss i det andre prosjektet i dette programmet som omhandler dammer i et bylandskap.

Elver og bekker

For Norge er det utarbeidet detaljerte kart som viser hvordan topografi og klima gir opphav til ulike vegetasjonsgeografiske regioner. Landområder med samme klima og nedbør beskrives som en region. Norge er delt inn i seks forskjellige vegetasjonssoner og seks ulike vegetasjonssesjoner som samordnes til regionene. Utbredelsen til de fleste dyrearter er et produkt av spredningsevne, innvandringmuligheter og mulige leveområder. For lettsprede dyregrupper følger gjerne den norske utbredelsen samme mønster som regionene. Blant de til sammen rundt 80 norske artene av steinfluer og døgnfluer er det mange gode indikatorer på rent og friskt vann. I begge grupper finnes det i Finnmark og Troms arter som ikke opptrer i Sør-Norge. Disse arktiske artene har ofte en vid utbredelse rundt hele pol-området. Videre er en del arter utbredt i det meste av landet, men mangler helt i sør. Få arter er rent sørlige. På Sørlandet og Vestlandet kan det ofte være uklart om artene mangler på grunn av forurensning eller fordi de ikke er naturlig utbredt der.

Mjøsa har tilrenning fra 10-12 mellomstore elver. Flere av disse renner gjennom tettsteder. På vestsiden av Mjøsa (Oppland) ble følgende fem elver valgt ut: Lena, Hunnselva, Stokkelva, Vismunda og Rinda. På østsiden av Mjøsa (Hedmark) ble disse fire elvene valgt ut: Moelva, Brumunda, Flagstadelva og Svartelva. Først og fremst ble rasktstrømmende partier i elvene undersøkt, men vi tok også enkeltprøver i rolige partier av elvene. Antall undersøkelsesområder i hver elv ble i tillegg bestemt ut fra elvelengden og forekomsten av tettsteder.

På sørsiden av Trondheimsfjorden renner det ut en rekke store og små elver. Av disse undersøkte vi de store elvene Gaula og Nidelva, den mindre elva Homla og de to bekkene Vikelva og

Vikaraunbekken. Felles for disse er at det bare er de nederste delene av vassdragene som er påvirket av utslipp og forurensninger, I prøvene fra de 9 elvene i Mjøsområdet fant vi i alt 69 forskjellige arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer, med henholdsvis 20, 21 og 28 arter i hver gruppe. De fleste artene hadde høyere relative forekomster i referanseområdene enn i totalmaterialet. I Trondheimsområdet registrerte vi til sammenligning 12 døgnfluearter, 16 steinfluearter og 27 vårfluearter i de fem elvene, det vil si 55 arter til sammen. Artsantallet falt kraftig på de nederste, påvirkede stasjonene. Det er imidlertid vanskelig å avgjøre om endringer i artsinventar kan skyldes forurensning og forurensning eller naturlige habitatendringer i nedre deler av elvene. Overgangen til stilleflytende, slamholdig elvestrekning er ofte sammenfallende med bebyggelse og antropogen påvirkning.

Med dagens digitale kart- og databaseteknikker er det lettere enn før å utnytte informasjon som ligger i våre nasjonale kartverk. Denne typen GIS-analyser kan deles i to deler; en dynamisk nedbørfelt-klassifisering og en elve-klassifisering. Med dynamisk nedbørfelt-klassifisering mener vi at en på bakgrunn av en høydemodell kan modellere nedbørfeltet til et hvert punkt innen vassdraget. Til disse delnedbørfeltene kan annen kartinformasjon som beskriver forhold innen delnedbørfeltet hentes inn. Eksempler på dette er fordelingen av markslag, berggrunnstyper og relevant terrenginformasjon som høydelag, helning, eksponering og relativt relieff. Med elve klassifisering mener vi at en på bakgrunn av terrengets beskaffenhet deler elvestrengen inn i nærmere definerte klasser ut fra bestemte kriterier. Slike klasser kan være: bred eller smal elveslette, kant av elveslette, dalkype, smal eller bred elv. Denne klassifikasjonen gir viktig informasjon om de økologiske forholdene ved hver enkelt prøvestasjon, og dermed om grunnlaget for artssammensetningen en finner ved biologisk prøvetaking. Klassifiseringen er svært avhengig av grad av nøyaktighet i grunnlagsdataene (skala) og krav til detaljering i undersøkelsen. Det er mulig å supplere datatilgangen med satellitt eller flyfoto i en videre utvikling og å arbeide videre for å finne fram til beregninger/modeller som kan gi gode klassifiseringskriterier. Dette vil være sentrale tilnærminger i vassdragsforvaltning på forskjellig detaljeringnivå. Denne typen bruk av GIS vil kunne være et viktig verktøy innen etableringen og bruken av EU's vanddirektiv.

Samvariasjon mellom forekomst av arter kan illustreres med et ordinasjonsdiagram, hvor både arter og lokaliteter er plassert inn i et felles aksesystem. En kan også vise samvariasjonene mellom miljøvariable og ordinasjonsakser som vektorer i det samme ordinasjonsdiagrammet. Begge de to eksempel-datasettene er kjenne-tegnet av mange arter og mange miljøvariable i forhold til antall stasjoner. Vi identifiserte *fire grupper* av miljøvariable: Vannkjemiske parametre som omfatter både faktorer som reflekterer geologi og naturgrunnlag (pH, konduktivitet, farge, hovedioner, osv) og menneskelig påvirkning (totalnitrogen, totalfosfor, osv), kartbaserte parametre som omfatter faktorer som reflekterer terrenget og arealbruken (høyde over havet, midlere terrenghelning, andel myr, andel skog, osv), substratrelaterte parametre som omfatter faktorer knyttet til vannhastighet, materialtransport og sorteringsgrad (andel stein, grus, sand, osv) og habitatkarakteriserende parametre som omfatter aspekter ved lokaliteten som kan ha betydning som skjul eller som næringsgrunnlag for bunndyr (andel høyere vegetasjon, mose, trådformede alger, osv). For alle fire gruppene av miljøvariable var det gjennomgående slik at de

to første prinsipalkomponentene uttrykte minst 65% av den totale variansen (ofte over 80%). Samlet sett er substratforholdene den viktigste strukturerende faktoren for bunndyrsamfunnet. Dersom substratforholdene endres vesentlig ved menneskelig aktivitet må det også forventes at bunndyrsamfunnet endres. Dersom prøvetakingen begrenses til strykpartier med grovtkornet substrat vil imidlertid ikke små variasjoner i substratforhold være avgjørende for sam-mensetningen av bunndyrsamfunnet. Her vil de vannkjemiske forholdene være viktigere, og derved også vannkjemiske forurensninger fra jordbruk og tettsteder.

Det biologiske mangfoldet i elvene kan demonstreres ved mangfoldet av døgnfluer, steinfluer og vårflyer (EPT-arter). En enkel måte er å angi *antall arter* av disse gruppene, mens to enkle og vanlige forureningsindekser for bunndyr er BMWP (Biological Monitoring Working Party), og den herav avledete ASPT (Average Score Per Taxon). Disse indeksene baserer seg på bunndyrs toleranse overfor forurensninger, særlig med tanke på organiske forurensninger, men de er også anvendbare på situasjoner med en blanding av mange forurensninger. De kan ikke brukes på forsurening. Indeksene er enkle å anvende taksonomisk, da de bruker familier som taksonomisk nivå. Fordelingen av antall EPT-arter i Mjøsoområdet viste at referansematerialet lå i den øvre delen av totalmaterialet, det vil si at forekomsten var redusert i påvirkede områder i forhold til upåvirkede steder. I Trøndelagsområdet hadde de nederste, påvirkede stasjonene gjennomgående lavere antall EPT-arter enn de øvre referanselokalitene. I de tilfellene lokalitetene var saltvannspåvirket var også antall EPT-arter lavt. Her var det ikke mulig å skille virkningen av saltvann fra virkningen av habitatendringer eller forurensninger.

På grunnlag av algeprøver fra ca 770 kartfestede lokaliteter var det mulig å lage kart over utbredelsen til ca 150 påvekstlger av de ca 750 norske artene/gruppene som er registrert i Norge. Ved å kombinere kartene med generell kunnskap om disse algene er det langt på vei mulig å si hva som bestemmer utbredelsen i Norge, og hvor man kan vente å finne de ulike artene. Utbredelsen av de ovenfor omtalte algene i mjøselvene og trøndelagselvene stemmer med det nasjonale bildet. I begge områder gir berggrunnen opphav til overveiende høyt kalsium-innhold og høy pH. Det er ikke overraskende at grønnalgen *Ulothrix zonata* var en av de vanligste algene i begge områdene, registrert på 53 lokaliteter av totalt 80 undersøkte steder i områdene. Arten forekom ikke på lokaliteter med pH under 7. I de 9 mjøselvene samlet vi inn påvekstlger på 50 forskjellige lokaliteter høsten 1998. Det ble registrert 135 taksa (arter/grupper av arter) av påvekstlger: 69 cyanobakterier, 44 grønnalger, 10 rødalger, 1 brunalge, 1 gullalge og 10 makroskopisk synlige kiselalger. Artsantall innen de tre vanligste og best undersøkte gruppene; cyanobakterier, grønnalger og rødalger, varierte fra 5 på nest nederste stasjon i Lena til 30 øverst i Vismunda. Påvekstlger i 5 elver i Trøndelagsområdet ble innsamlet på 30 lokaliteter høsten 1998. Det ble registrert 79 taksa fordelt på 26 cyanobakterier, 34 grønnalger, 5 rødalger, 1 gulgrønnalge og 9 makroskopisk synlige kiselalger. Antall taksa per stasjon innen gruppene cyanobakterier, grønnalger og rødalger varierte fra 1 på nederste stasjon i Vikelva til 21 øverst i Homla. En CCA-analyse, tilsvarende den utført på bunndyrmaterialet viser at vannkjemiske forhold er den viktigste faktoren for å forklare utbredelsen av arter mellom lokaliteter. Blant de vannkjemiske parameterne var kalsium, vannets elektriske led-

ningsevne (konduktivitet), nitrogeninnhold og surhetsgrad (pH) viktige for forekomsten av påvekstlger. Disse faktorene kan dels knyttes til geologi og dels til jordbruk og befolkningsentra. Dernest var mengden fosfor og organisk karbon i vannet viktig.

Dammer og sjøer

Dammer er en viktig type ferskvannshabitater i byer og tettstedsnære områder. Dette er de rene bydammene, skogsdammene og isdammene. Vi har studert biodiversiteten i 26 slike dammer i Oslo og omkringliggende områder i Akershus og Buskerud. Alle er trolig eldre enn 100 år. Bydammene kan være eldre enn de øvrige siden mange av dem har sin opprinnelse i gamle gårdsdammer, mens isdammene i de fleste tilfeller er yngre enn 150 år. Dammene er små og grunne (maks. dyp: 0,7-5,5 m). Isdammene er noe større og dypere enn de øvrige. Dammenes nedbørsfelt er ofte endret fra det opprinnelige (særlig i byområdene) fordi grøfter og kanaler drenerer avrenningen utenom naturlige løp. Skogs- og isdammene har i stor grad en opprinnelig vegetasjon i nærområdene og i strandsonen, mens bydammene oftest ligger i sterkt kultivert parklandskap. Skogsdammene ligger noe høyere (220-440 m o.h.) enn de øvrige (maks. 160 m o.h., de fleste under 100 m o.h.). Skogsdammene hadde også mye større vannutskiftning.

De viktigste vannkjemiske forskjellene mellom dammene var innholdet av partikler, fosfor og kalsium. Generelt lå ioneinnholdet i dammene høyt. Bydammene hadde et noe høyere innhold av kalsium enn de øvrige, og generelt var de belastet med plantenæringsstoffer (særlig fosfor). Også partikkelinnholdet var høyest i bydammene. Innholdet av organisk karbon var høyt i alle damtypene. I flere av bydammene ble det målt lavt oksygeninnhold om vinteren (under isen), og i noen av dem ble det påvist oksygenmangel med utvikling av hydrogensulfid (H_2S). Generelt var det lave konsentrasjoner av tungmetaller i dammene, men noen dammer skilte seg ut med forholdsvis høyt innhold av sink og kobber (skogsdammer) eller nikkel og bly (enkelte by- og isdammer). Undersøkelser av tungmetaller i dammenes bunnslam viste gjennomgående et moderat nivå, men forhøyede konsentrasjoner av kadmium og bly i enkelte dammer. To dammer var markert forurenset av PCB (polyklorerte bifenyler) og/eller PAH (polyaromatiske hydrokarboner). Miljøgiftene antas å stamme fra lokal menneskelig aktivitet.

Artsrikdommen av planter og dyr i hver enkelt dam var lav, men tilsammen rommer dammene et rikt mangfold av arter. En del av disse er typiske damformer som sjelden finnes i innsjøer. Noen av dem er lite kjente, og trolig er de sjeldne i Norge.

Planteplankton var den mest artsrike gruppen med til sammen 316 arter/samlegrupper. I de enkelte dammene varierte artsantallet mellom 23 og 79. Bydammene hadde i gjennomsnitt 10 arter færre enn skogs- og isdammene, men høyere biomasse. Grønnalger og desmidiacéer dominerte i antall, mens blågrønnalger og fureflagellater hadde mindre betydning. Svelgflagellater dominerte i langt større grad i bydammene enn i de øvrige. Vannplantene (karplanter og kransalger, ikke medregnet strandvegetasjon) var representert med totalt 25 arter (0-11 arter i hver dam, oftest 4-6 arter). Isdammene hadde flest arter, og bare andemat og stor andemat hadde tyngdepunkt i bydammene. Hornblad, granntjøn-

naks og stor andemat regnes som sårbare eller truede arter. To nye lokaliteter for vasspest ble påvist.

Av littorale og planktoniske småkrepser ble det totalt funnet 75 arter (47 arter vannlopper og 28 arter hoppkrepser). Antall arter i hver dam varierte mellom 15 og 37. Skogsdammene og bydammene hadde i gjennomsnitt tilnærmet samme artsantall, mens isdammene hadde nesten 10 arter mer. Krepserfaunaens artssammensetning varierte mellom dammene. Arter som er typisk for mer næringsfattige klarvannlokaliteter var vanlig i skogsdammene, mens bydammene hadde innslag av arter som er mer knyttet til næringsrike og turbide lavlandslokaliteter. Mange av artene vi har funnet er sjeldne både i Oslo-området og landet for øvrig. Ni av artene er tidligere ikke funnet i Oslo/Akershus og seks av artene er nye for Buskerud. Dammer med stor vanngjennomstrømning hadde lav tetthet av krepsdyr, mens de med liten gjennomstrømning hadde store krepsdyrmengder. Isdammene hadde lavere tetthet enn de mer næringsrike bydammene. Forskjeller i krepsdyrsammensetning skyldtes i stor grad forskjeller i dammenes størrelse og avstanden til nærmeste dam. Forskjeller mellom krepsdyrsammennene var påvirket av dammenes næringsrikhet, strandvegetasjon og beitetrykk fra fisk og svevemygg.

Totalt ble det registrert 76 arter av vannlevende biller. Ved en av lokalitetene ble det ikke funnet en eneste bille, mens antallet for de øvrige dammene varierte mellom 12 og 29 arter. Undersøkelsen har fanget opp ca. 70% av dammenes potensielle vannbillearter. Skogsdammene har i gjennomsnitt færre arter enn by- og isdammene. Alle artene er tidligere funnet innenfor regionen, men fem av artene har en begrenset utbredelse og er gitt "rødliste" status. Mange ferskvannsorganismer har spesialisert levevis med spesifikke habitatkrav. Dette må man ta hensyn til ved innsamling av biller for å kunne få et representativt utvalg av de artene som finnes i dammene. Billefaunaen synes å være bestemt av dammenes størrelse, mengde vannvegetasjon, vegetasjonens sammensetning og struktur samt av dammens produktivitet og innhold av organisk stoff.

I tillegg til småkrepser og vannlevende biller ble det registrert flere sjeldne arter av virvelløse dyr. Det ble funnet totalt åtte sneglearter, hvorav en rødliste-art, *Planorbarius corneus* (stor skivesnegl). Totalt ble det funnet seks iglearter. En rødliste-art, *Glossiphonia heteroclita* (liten bruskgigle), som har status sjelden, ble funnet i fem av dammene. Det ble kun funnet tre arter av døgnfluer, men forekomsten av disse var stor. Dette er som man kan vente i næringsrike og/eller forurensede lokaliteter. Flere arter som ellers er vanlig forekommende på sentrale deler av Østlandet, ble ikke påvist i dammene. Det ble kun registrert en art steinfluer. Arten er en av få generalister innen denne ordenen. Steinfluene regnes ellers som spesialister på rennende og rent vann, og ser ut til å foretrekke innlandet framfor kysten. Det ble totalt funnet 17 arter av øyestikkere i de undersøkte dammene, hvorav to rødliste-arter; *Sympetrum vulgatum* og *S. flaveolum*, begge med status sjelden. Av teger ble det funnet 19 arter. Bare en av artene har rødliste status; *Hydrometra gracilenta* ble registrert i tre dammer og er ny for Oslo og Akershus. Blant vårfluene registrerte vi 12 arter. Dammer har gjerne mange vårfluearter, og høye individantall. I hele seks bydammer ble det imidlertid ikke registrert vårfluer, noe som tyder på sterk negativ miljøpåvirkning. Isdammene hadde størst artsrikhet og individantall. Det ble funnet en rødliste-art; *Agraylea sex-*

maculata. *Leptocerus tineiformis*, som også må betegnes som sjelden og som er ny for Oslo og Akershus, ble funnet i to dammer. For øvrig mangler mange arter som ellers er vanlige.

Det ble funnet svevemygg-larver i 25 av de 26 undersøkte dammene, totalt fire arter. En ny art for Norge ble påvist. *Chaeoborus (Peusomyia) pallidus*, som tidligere er beskrevet fra Sørøst-Finland, ble funnet i syv av lokalitetene. Tettheten av svevemygg-larver var høyest i dammer uten planktonspisende fisk, og lavest i dammer med effektive planktonspisere som mort, trepigget stingsild og sørv.

Vi fant 25 arter/samlegrupper av fåbørstemark. Artsrikheten i den enkelte dam var liten, spesielt blant bydammene, og varierte mellom to og 11 arter. Årsaken til den lave artsdiversiteten og størst forekomst av tolerante arter er oksygenvikt i bunnslammet. De aller fleste av de påviste artene er vanlige i Norge. Enkelte er imidlertid mer sjeldne, og en art, *Potamothenis hammoniensis* er ikke med sikkerhet påvist i landet tidligere. *Dero digitata* kan også karakteriseres som sjelden. Likheter og forskjeller i artsinventar mellom dammene kan i liten grad tilskrives den romlige fordeling mellom dammene. Utover oksygenforholdene, fant vi også lite sammenheng mellom artssammensetning og miljøforholdene i dammene.

Det er totalt registrert 10 arter fisk. Som regel har fisken blitt utsatt, men enkelte arter (ørret, mort, ørekyte, gjedde, abbor, stingsild og ål) har lokale bestander i nærliggende vassdrag. Suter, og muligens karuss, hører ikke naturlig hjemme i vår fauna. Bestandene av karuss er tette, men tilveksten er lav og individene er små. Karuss, mort og suter spiste mye slam og planterester i tillegg til insekter og krepsdyr. Sørv og abbor åt mest fjærmygg-larver som de fant i bunnslammet. Abboren hadde i tillegg tatt mye plankton-littorale krepsdyr. Sørv hadde ikke tatt krepsdyr til tross for at denne arten skal være en effektiv planktonspiser. Vi fant ingen parasitter på karussen.

Av amfibier ble det funnet totalt fem arter. Liten salamander (*Triturus vulgaris*) ble registrert i 19 av dammene, mens stor salamander (*T. cristatus*), vanlig frosk (*Rana temporaria*), spissnutefrosk (*R. arvalis*) og padde (*Bufo bufo*) er registrert i henholdsvis syv, to, seks og seks lokaliteter. Alle de fire dammene uten registrering av amfibier har fisk. Av de 22 dammene der det ble registrert amfibier er halvparten fisketomme. Tre av de registrerte amfibie-artene er inkludert i rødlista for truede arter i Norge; liten salamander (sårbar), stor salamander (direkte truet) og spissnutefrosk (sjelden).

Vi analyserte artssammensetning og artsrikdom av dyreplankton i 36 tjern og innsjøer i Bergen for å teste om lav fiskepredasjon påvirker dyreplanktonets artsrikdom, slik vi antok ved begynnelsen av dette programmet. Av spesiell interesse var innsjøene uten pelagiske fiskearter der utsatt gjedde hadde fjernet de øvrige fiskeartene. Resultatene viste at lav eller ingen fiskepredasjon var korrelert med lav artsrikdom av dyreplankton. Sterkest utslag gir denne effekten i kombinasjon med forurensning av nærings-salter. Effektene av utsatt fisk (gjedde) og forurensning var begge sterkest i små innsjøer. Lavest artsrikdom av dyreplankton ble dermed funnet i små og forurensede innsjøer med gjedde som eneste fiskeslag. Svevemygg dominerte som pelagiske predatorer. Disse små innsjøene var også preget av et spesielt artsutvalg av dyreplankton.

En populasjonsgenetisk studie av vannloppen *Daphnia rosea* fra 13 dammer i Oslo og omegn viste at det var et stort genetisk mangfold (mer enn 90 kloner) i dammene, mens den enkelte dam huset en mindre del av dette mangfoldet (i gjennomsnitt 9 kloner). Samlet har dammene en oppdelt genstruktur, med liten utveksling av dyr mellom lokalitetene. Den aktuelle arten kan spres mellom dammene som hvileegg. Andre arter kan ha mer effektive spredningsmekanismer, og dermed større utveksling mellom populasjonene.

Programmet

Dette programmet har vært gjennomført i tre faser. I første fase ble det laget en omfattende kunnskapsstatusrapport. Denne viste at datatilfanget av lokaliteter med en klar by- eller tettstedspåvirkning var begrenset. Det var foretatt få eller ingen undersøkelser av ferskvannsbiologisk mangfold i tettbygde områder i Norge, og det var enda vanskeligere å peke på årsakssammenhenger mellom biodiversiteten og den svært ulikt sammensatte forurensingen i bystrøk. Kunnskapsstatusrapporten ga imidlertid en bred gjennomgang av de mange ulike gruppene av organismer som de to instituttene (NINA og NIVA) hadde kompetanse på, og gjenga generelle toleranseverdier for enkelte forurensningstyper.

I fase to ble de to prosjektene som er omtalt foran gjennomført.

I programmets slutfase skal det utvikles "verktøy" for å bistå lokale myndigheter med å kartlegge og overvåke biologisk mangfold i ferskvann. Det er følt et behov for retningslinjer for undersøkelser og overvåkning av biologisk mangfold både i by- og tettstedsnære

områder så vel som i mer naturlige omgivelser. EUs rammedirektiv for vann er et uttrykk for dette behovet. Direktivet forutsetter at statene skal klassifisere alle vannlokaliteter, fastsette standarder for god biologisk mangfold og utvikler metoder for å overvåke mulige avvik fra standardene. Vi håper, ved å ta i bruk det datamaterialet vi har utviklet i fase to, å kunne oppgradere en håndbok for kartlegging av biologisk mangfold i ferskvann. Dette vil gjelde både generelle deler, som rennende vann over hele landet, og mer spesielle deler som gjelder verdsetting av små dammer og innsjøer i tettbygde strøk.

Alt arbeid med håndbøker og veiledninger om biologisk mangfold i ferskvann må imidlertid i størst mulig grad tilpasses de europeiske standardene som vil bli gjeldende i Norge i løpet av de neste 5 til 10 årene.

Emneord: biologisk mangfold, forurensning, ferskvann, urbane områder, isdammer, GIS-analyse, faunaprediksjoner, fragmentering, bunndyr, plankton, fisk, alger, vannplanter.

Kaare Aagaard, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Torleif Bækken, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo.

Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning, Dronningensgt. 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Abstract

Institute Programme. Effects of pollution on biodiversity: Ponds, lakes and rivers in urban areas. Final report 1997-2001. - NINA Temahefte 19, NIVA Inr 4539-2002: 1-80.

The principal aims of the programme were to investigate relationships between the impact of pollution and changes in the biodiversity in watercourses near urban centres and built-up areas, and to evolve and accommodate objectives for biodiversity for use as operative management tools.

As one of the two projects in this programme we chose to examine the feasibility of constructing a general model to predict which species of mayflies and stoneflies can be found in watercourses flowing through Norwegian urban centres and built-up areas. We have tested this model in two areas where centres of population are differently located, one where they are concentrated on the lowermost reaches of watercourses affected by tidal salt water, such as along Trondheimsfjord, and the other where they are on watercourses in an inland area, like around Lake Mjøsa.

Small ponds and streams near urban centres have often been filled in or culverted with catastrophic consequences for animal and plant life. We have considered this aspect in the other project in this programme, which deals with ponds in an urban setting.

Streams and rivers

Detailed maps have been prepared for Norway to show how topography and climate give rise to different phytogeographical regions. Land areas with the same climate and precipitation are defined as a region. Norway is divided into six vegetation zones and six vegetation sections, and these have been combined to define regions. The distribution of most animal species is a product of their ability to disperse, their opportunities for immigration and the existence of potential habitats. The Norwegian ranges of easily dispersed groups of animals generally follow the same pattern as the regions. The approximately 80 Norwegian species of stoneflies and mayflies include many that are good indicators of clean, fresh water. Many species from both groups can be found in the two northernmost counties, Finnmark and Troms, that do not occur in southern Norway. These Arctic species often have a broad, circumpolar distribution. Some species are found in most parts of the country, but are absent from the far south. Few are only found in the south. In southernmost and western Norway, it may be difficult to assess whether species are absent due to pollution or because they do not occur there naturally.

Some 10-12 medium-sized rivers flow into Lake Mjøsa. Several of these flow through built-up areas. The following five rivers were selected on the west side of Lake Mjøsa (the county of Oppland): Lena, Hunnselva, Stokkelva, Vismunda and Rinda. Four were chosen on the east side (in Hedmark): Moelva, Brumunda, Flagstad-elva and Svartelva. Rapidly flowing stretches were primarily chosen for investigation, but a few isolated samples were also taken from gently flowing stretches. The number of areas investigated on

each river was also determined by the length of the river and the occurrence of built-up areas.

A number of large and small rivers enter Trondheimsfjord from the south, and two of the large ones, the Gaula and the Nid, along with the smaller River Homla and two streams, Vikelva and Vikaraunbekken, were chosen for investigation. A feature which all of these have in common is that only their lowermost reaches are affected by discharges and pollution.

The 81 samples from the nine Mjøsa rivers yielded a total of 69 species of mayflies, stoneflies and caddisflies, 20, 21 and 28 species in each group, respectively. Most of these species had a relatively higher occurrence in the reference areas than in the material as a whole. A total of 55 species were recorded in the 62 samples taken from the five rivers in the Trondheim district, 12 mayflies, 16 stoneflies and 27 caddisflies. The number of species dropped considerably at the lowermost, polluted stations. However, it is difficult to determine whether changes in the species inventory in rivers in this region are caused by acidification and pollution or natural changes in the habitats on the lower reaches of the rivers. The transition to gently flowing, muddy stretches of river often coincides with the beginning of built-up areas and anthropogenic impacts.

Recently developed digital map and data base techniques make it easier than in the past to use information from our national map systems. We have employed this type of GIS analysis to perform two kinds of classification, a dynamic drainage area classification and a river classification. In the dynamic drainage area analysis, a number of divisions of the river were established on the basis of specific criteria found in the terrain. Map base information on the geology and type of land was added to each of these subareas. The river classification divides the river swathe into various divisions, such as narrow or broad alluvial plain, narrow or broad river, margin of alluvial plain, or valley constriction. Such a river classification depends greatly on the degree of accuracy (scale) and the demand for elaboration. It is possible to supplement the information acquired from the altitude model with details taken from satellite images or aerial photographs and to continue to seek estimates and models that are able to provide good criteria for use in the classification work. These will be key approaches in watercourse management at various levels of elaboration. This way of employing GIS will be a vital tool when the EU Water Directive is being established and applied.

Covariation between the occurrence of species can be illustrated by an ordination diagram where species and localities are placed in a common axial system. The covariations between environmental variables and ordination axes can also be depicted as vectors in the same diagram.

Both the data sets used as examples are characterised by having many species and many environmental variables compared to the number of stations. We recognised four groups of environmental variables: parameters derived from water chemistry covered factors that reflect both the geology and the natural conditions (pH, conductivity, colour, principal ions, etc.) and human impact (total nitrogen, total phosphorus, etc.), parameters based on maps covered factors reflecting the terrain and land use (height above sea le-

vel, mean angle of slope, proportions of mire and woodland, etc.), parameters related to the substrate covered factors associated with water velocity, sediment transport and degree of sorting (proportions of stones, gravel, sand, etc.) and parameters that characterise habitats covered aspects of the locality that may be important for providing concealment or as a basis for food for benthic animals (proportions of higher vegetation, bryophytes, filamentous algae, etc.). For all four groups of environmental variables, the first two principal components on the whole expressed at least 65 % of the total variance (often over 80 %). Thus, viewed as a whole, the substrate conditions are the most important structuring factor to be taken into account for benthic communities. If they are significantly changed by human activity, the benthic faunal community can also be expected to change. However, if sampling is confined to stretches of rapids with a coarse-grained substrate, small variations in substrate conditions will not be decisive for the composition of the benthic fauna. Instead, aspects of water chemistry will be more important, including pollution derived from farming and built-up areas.

The biodiversity in the rivers can be demonstrated by the diversity of mayflies, stoneflies and caddisflies (EPT species). A simple way is to state the *number of species* in these groups, whereas two simple and commonly used pollution indices for benthic fauna are those employed by the BMWP (Biological Monitoring Working Party) and the ASPT (Average Score Per Taxon) derived from these. These indices are based on the tolerance of benthic fauna with regard to pollution, particularly organic pollution, but they are also applicable for situations involving a mixture of many kinds of pollution. They are not applicable for acidification. They are simple to use taxonomically, since they employ families as the taxonomic level. The distribution of the number of EPT species in the Mjøsa district showed that the reference material was located in the upper part of the total material, that is to say the occurrence was reduced in affected areas relative to unaffected sites. In the Trøndelag district, the lowermost, affected stations on the whole had fewer EPT species than the upper reference localities. When the localities were affected by salt water, the number of EPT species was also low. It was then impossible to differentiate the effect of salt water from the effect of habitat changes or pollution.

Based on samples of algae from approximately 770 localities investigated, maps could be constructed showing the distribution of about 150 attached algae in Norway out of the approximately 750 Norwegian species and groups that have been recorded. By combining these maps with general knowledge about these algae it is possible to go a long way towards determining their distribution in Norway and predict where the various species are likely to be found.

The distribution of these algae in the Mjøsa and Trøndelag rivers agrees with the national picture. In both areas, the bedrock gives rise to a generally high content of calcium and a high pH. It is not surprising that the green alga *Ulothrix zonata* was one of the most common algae in both areas, recorded at 53 localities out of the 80 sites investigated in these areas. The species does not occur at localities with a pH below 7. Attached algae were collected at 50 localities in the nine Mjøsa rivers in autumn 1998. 135 taxa (species or groups of species) of attached algae were recorded: 69 cyanobacteria, 44 green algae, 10 red algae, 1 brown alga, 1 golden

alga and 10 macroscopically visible diatoms. The number of species in the three most common and best studied groups, cyanobacteria, green algae and red algae, varied from five at the lowest but one station on the River Lena to 30 furthest up on the River Vismunda. Attached algae in the five rivers in the Trøndelag area were collected at 30 localities in autumn 1998. 79 taxa were recorded, 26 cyanobacteria, 34 green algae, 5 red algae, 1 yellow-green alga and 9 macroscopically visible diatoms. The number of taxa per station in the cyanobacteria, green algae and red algae groups varied from 1 at the lowermost station on the Vikelva stream to 21 uppermost on the River Homla. A CCA analysis, corresponding to that performed on the assemblage of benthic fauna collected, showed that water chemistry was the most important factor explaining the distribution of species among the localities. The most important water chemistry parameters determining the occurrence of attached algae were calcium, the conductivity of the water, the nitrogen content and the acidity (pH). These factors can partly be linked to the geology, partly to farming and centres of population. The next most important parameters were the quantities of phosphorus and organic carbon in the water.

Ponds and lakes

Ponds are an important type of freshwater habitat in towns and near built-up areas. They comprise ponds in actual urban settings, woodland ponds and ponds and small lakes where ice used to be produced. We have studied the biodiversity in 26 of these ponds situated in Oslo and the neighbouring counties of Akershus and Buskerud, all of which are probably more than 100 years old. The urban ponds may be older than the others, since many were originally farm ponds, whereas most of the ice-production ponds are younger than 150 years. The ponds are small and shallow, no more than 0.7-5.5 m deep. The ice-production ponds are somewhat larger and deeper than the others. The catchment basins of all these ponds have often been changed after the ponds were constructed (particularly in urban areas), because ditches and channels now drain the run-off away from its natural course. The original vegetation largely survives in the vicinity of woodland and ice-production ponds, and in their shore zones, whereas urban ponds mostly occupy highly landscaped parkland. The woodland ponds are situated somewhat higher up (220-440 m a.s.l.) than the others (no more than 160 m a.s.l. and mostly less than 100 m a.s.l.). They also had much more exchange of water.

The most important difference in water chemistry between the ponds was the content of particulate matter, phosphorus and calcium. The ponds had an overall high content of ions. Urban ponds had a somewhat higher content of calcium than the others and were generally loaded with plant nutrients (especially phosphorus). The content of particulate matter was also highest in these ponds. The organic carbon content was high in all three types of pond. A low oxygen content was measured in winter (under the ice) in several urban ponds, and oxygen deficiency accompanied by the development of hydrogen sulphide (H₂S) was found in several of them. In general, the ponds held low concentrations of heavy metals, but some stood out with comparatively high contents of zinc and copper (woodland ponds) or nickel and lead (a few urban and ice-production ponds). Studies of heavy metals in the mud on the bottom of the ponds mostly showed a moderate

level, but elevated concentrations of cadmium and lead were found in a few ponds. Two ponds were noticeably polluted by PCB (polychlorinated biphenyls) and/or PAH (polyaromatic hydrocarbons). These toxics are assumed to originate from local human activity.

Each individual pond held few species of plants and animals, but together the ponds house a rich diversity of species. Some of these are typical pond forms that are seldom found in lakes. Some are little known and are probably rare in Norway.

Phytoplankton was the group numbering most species, all told 316 species or groups of species. The number of species in individual ponds varied between 23 and 79. On average, urban ponds had 10 fewer species than woodland and ice-production ponds, but they had a higher biomass. Green algae and *Desmidiaceae* dominated in numbers, whereas blue-green algae and dinoflagellates were less important. Gullet flagellates dominated the urban ponds far more than the other ponds. Aquatic plants (vascular plants and stoneworts, not including the littoral vegetation) were represented by a total of 25 species (0-11 species, generally 4-6, in each pond). The ice-production ponds had the most species and only common duckweed and greater duckweed were mostly found in urban ponds. Rigid hornwort, Shetland pondweed and greater duckweed are considered vulnerable or endangered species. Two new localities containing Canadian waterweed were found.

A total of 75 species of littoral and planktonic small crustaceans were found (47 cladocerans (water-fleas) and 28 copepods). The number of species varied between 15 and 37. On average, woodland and urban ponds had approximately the same number of species, whereas ice-production dams had nearly 10 more. The species composition of the crustacean fauna varied from one pond to another. Species typically found in localities with clear water and little nutrient were common in woodland ponds, whereas urban ponds had species that are more associated with nutrient-rich, turbid, lowland localities. Many of the species found are rare in both the Oslo district and the rest of the country. Nine have not previously been found in the Oslo-Akershus district and six were new for the county of Buskerud. Ponds with a large flow of water through them had a low density of crustaceans, whereas those with little flow had large quantities of crustaceans. The ice-production ponds had lower densities than the nutrient-rich urban ponds. Differences in the size of the ponds and the distance to the next pond largely accounted for differences in the species composition of the crustacean communities. Differences between the crustacean communities were influenced by how rich the ponds were in nutrients, the littoral vegetation and the grazing pressure exerted by fish and Chaeboridae.

Seventy-six species of aquatic beetles were recorded. Not a single beetle was found at one locality, but the number of species in the other ponds varied between 12 and 29. The investigation revealed about 70 % of the potential aquatic beetles in the ponds. On average, woodland ponds had fewer species than urban and ice-production ponds. All the species have previously been found in the region, but five have a limited distribution and «Red List» status. Many freshwater organisms have a specialised manner of living and specific habitat demands. This has to be taken into ac-

count when collecting beetles if a representative selection of the species to be found in the ponds is to be acquired. The beetle fauna seems to be determined by the size of the pond, the amount of aquatic vegetation, the composition and structure of the vegetation, the productivity of the pond and its content of organic matter.

In addition to small crustaceans and aquatic beetles, several rare species of invertebrates were recorded. Eight species of snails were found, one of them being a Red List species, *Planorbarius corneus* (great ram's-horn snail). Six species of leech were noted. One Red List species, *Glossiphonia heteroclita*, with the status of rare, was found in five ponds. Only three mayfly species were found, but their numbers were large. This can be expected in nutrient-rich and/or polluted localities. Several species that are otherwise common in central parts of south-eastern Norway were not found in the ponds. Only one species of stonefly was recorded, one of the few generalists in this order. Stoneflies are otherwise looked upon as specialists in clean, flowing water and seem to prefer inland areas rather than the coast. A total of 17 species of dragonflies were found in the ponds investigated; two of them were Red List species, *Sympetrum vulgatum* and *S. flaveolum*, both having the status of rare. Nineteen species of water bugs were found. Only one, *Hydrometra gracilentia*, has Red List status. It was recorded in three ponds and was a new discovery for Oslo and Akershus. Twelve caddisfly species were recorded. Ponds generally contain many species of caddisflies and large numbers of individuals. However, caddisflies were not found in as many as six urban ponds, implying a highly negative environmental impact. The ice-production ponds had the largest number of species and individuals. One Red List species, *Agraylea sexmaculata*, was found. *Leptocerus tineiformis*, which must also be characterised as rare, and which is new for Oslo and Akershus, was found in two ponds. However, many otherwise common species remained undetected.

Larvae belonging to four species of Chaeboridae were found in 25 of the 26 ponds investigated. One species that was new to Norway was discovered at seven localities. This was *Chaoborus (Peusomyia) pallidus*, which has previously been described from south-east Finland. The density of Chaeboridae larvae was highest in ponds lacking plankton-eating fish and lowest in those with efficient plankton-eaters like roach, three-spined stickleback and rudd.

We found 25 species or groups of species of oligochaetes. Individual ponds, particularly urban ponds, contained few species, varying between two and 11. The reason for this low species diversity and the great preponderance of tolerant species was the lack of oxygen in the mud. Most of the species found are common in Norway, but a few are more rare, and one, *Potamothrix hammoniensis*, has not been definitely recorded in Norway previously. *Dero digitata* may also be characterised as rare. Similarities and differences in the species inventory between ponds can only to a minor extent be ascribed to the distances separating the ponds. However, apart from the oxygen conditions, little relationship was found between the species composition and the environmental conditions in the ponds.

Ten species of fish were recorded. Generally, the fish had been re-

leased into the ponds, but a few species (trout, roach, minnow, pike, perch, stickleback and eel) have local populations in nearby watercourses. Tench and possibly crucian carp do not belong in the Norwegian fauna. The stocks of crucian carp are dense, but regeneration is low and the individuals are small. Crucian carp, roach and tench ate a great deal of mud and plant remains in addition to insects and crustaceans. Rudd and perch mostly ate Chironomid larvae which they found in the mud on the bottom. Perch had also taken large numbers of planktonic and littoral crustaceans. Rudd had not taken crustaceans, even though they are supposed to be efficient plankton eaters. No parasites were found in the crucian carp.

Five species of amphibians were found. European smooth newts (*Triturus vulgaris*) were recorded in 19 ponds, and crested newts (*T. cristatus*), European common frogs (*Rana temporaria*), moor frogs (*R. arvalis*) and common toads (*Bufo bufo*) were recorded in seven, two, six and six localities, respectively. All the four ponds in which amphibians were not recorded contained fish. Half the 22 ponds in which amphibians were recorded lacked fish. Three of the amphibian species recorded are on the Red List of Endangered Species in Norway, the European smooth newt being listed as vulnerable, the crested newt critically endangered and the moor frog rare.

We analysed the species composition and abundance of zooplankton species in 36 small and large lakes in Bergen to test whether low fish predation influences the abundance of zooplankton species, as we assumed at the start of the programme. Lakes that lacked pelagic species of fish, because pike that had been released had devoured them, were of particular interest. The results showed that little or no fish predation correlated with few species of zooplankton in contrast to moderate predation pressure. This effect is greatest when combined with contamination from nutrient salts. The combined effect of released fish (pike) and pollution was strongest in medium-sized lakes. The fewest species of zooplankton were therefore found in such lakes that were also contaminated and in which pike was the sole species of fish. Chaoboridae dominated as pelagic predators. These lakes were also noted for having unusual species of zooplankton.

A study of the genetics of populations of the water-flea, *Daphnia rosea*, in 13 ponds in Oslo and the surrounding district revealed high genetic diversity (more than 90 clones) in the ponds, whereas individual ponds contained only a small portion of this diversity (on average 9 clones). All told, the ponds have a split genetic structure with little exchange of individuals between them. This particular species may be dispersed from one pond to another as resting eggs. Other species may have more efficient dispersal mechanisms and thus greater exchange between their populations.

The programme

This programme has been carried out in three phases. In the first phase, a thorough report was prepared showing the current state of knowledge. It showed that few data existed from localities markedly affected by conditions related to an urban or built-up area setting. Few or no studies had been performed on the biodiversity of freshwater localities in densely populated areas in Norway, and

it was still more difficult to point to causal relations between the biodiversity and the extreme complexity of pollution in urban settings. The report also provided a broad review of the many different groups of organisms which the two institutions (NINA and NIVA) were sufficiently knowledgeable to investigate, and also cited general tolerance values for some kinds of pollution.

The two projects dealt with above were carried out during the second phase of the programme.

A «tool» will be evolved during the final phase of the programme aimed at helping local authorities to investigate and monitor biological diversity in fresh water. A need has been felt to draw up guidelines for investigating and monitoring biodiversity in and near urban and other built-up areas, as well as in more natural surroundings. The EU Water Directive is an expression of this requirement. It presumes that the member nations will classify all their aquatic localities, lay down standards for good biodiversity and evolve methods for monitoring any deviations from these standards.

By using the material we have worked up during the second phase of this work, we hope to upgrade a handbook for determining the biological diversity in fresh water. This will deal in general terms with flowing water throughout the country and also include special sections that will provide help to evaluate small ponds and lakes in built-up areas.

However, all the work on handbooks and guidelines on biological diversity in fresh water will need to be accommodated as far as possible to the European standards that will become binding for Norway in the course of the next 5 to 10 years.

Keywords: biodiversity, pollution, freshwater, urbane areas, ice-production ponds, GIS-analyses, predictions, fragmentation, benthos, plankton, fish, algae, water plants.

Kaare Aagaard, Norwegian institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway.

Torleif Bækken, Norwegian institute for Water Research, Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo, Norway.

Bror Jonsson, Norwegian institute for Nature Research, Dronningensgt. 13, Postboks 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway

Forord

Dette programmet er det første felles strategiske instituttprogrammet for NINA og NIVA. Programmet har gått over en seksårsperiode hvor mange ansatte i de to instituttene har deltatt på ulik måte. I programmets første fase var Tor Erik Brandrud NIVAs koordinator. Videre deltok i tillegg til de som er forfattere i denne rapporten, Bjørn Faafeng, NIVA, Leif Lien, NIVA, Jarl Eivind Løvik, NIVA, Terje Nøst, NINA, Tone Jøran Oredalen, NIVA, Odd Terje Sandlund, NINA, Anne Lyche Solheim, NIVA, Bjørn Walseng, NINA, Bodil Wilmann, NINA og Karl Jan Aanes, NIVA i denne første fasen.

Dag Svalastog, NINA, har bidratt til gjennomføring av feltarbeidet samt sortert bunndyrmaterialet. Dag Dolmen, NTNU, har artsbestemt invertebrat-gruppene øyenstikkere, teiger og igler. Frode Ødegård, NINA, har også bidratt til artsbestemmelse av tegene.

Del-prosjektet "Biologisk mangfold i dyreplanktonsamfunn langs en predasjons- og trofigradient" bygger videre på en hovedoppgave utført ved NLH med Inggard Blakar som formell veileder. Del-prosjektet "Genetisk mangfold hos vannloppen *Daphnia rosea*" er gjennomført som en cand.scient.-oppgave ved NTNU med Arnfinn Langeland som formell veileder. Sondre Meland har utført en hovedoppgave innenfor prosjektet, og bidratt med en egen rapport med tittelen "Macroinvertebrates at river sites affected by wastewater treatment plants effluents". Formell veileder har vært John Brittain, NLH.

Vi takker også Richard Binns for å ha oversatt sammendraget til engelsk.

Det er med stor glede vi legger frem denne rapporten og vi takker alle som har deltatt ved gjennomføring av dette instituttprogrammet og bidratt til å gjøre det vellykket. Vi håper forvaltningen og samfunnet for øvrig vil finne rapporten nyttig og interessant.

Trondheim – Oslo 15 mai 2002

Kaare Aagaard
programkoordinator NINA

Torleif Bækken
programkoordinator NIVA

Innhold

NINA og NIVAs strategiske instituttprogram 1997-2001	3
Referat	4
Abstract	8
Forord	12
1 Instituttprogrammet	14
Biologisk mangfold	15
Effekter av menneskelig aktivitet	15
Tettsteder og byer	15
2 Biologisk mangfold i rennende vann - når har forensning redusert mangfoldet ?	17
2.1 Det er andre arter i Finnmark enn på Sørlandet.....	18
2.2 Miljøfaktorer som påvirker faunaen og floraen på en lokalitet	22
2.3 Områdebeskrivelser	24
2.4 Hvilke arter ble funnet?	27
2.5 Hva kan en GIS-analyse fortelle om et vassdrag?	31
2.6 Hvilke miljøfaktorer er strukturerende	34
2.7 Hvilke mål skal vi bruke når vi overvåker biologisk mangfold ved bunndyr og alger ?	38
2.8 Påvekstalger	41
2.8.1 Nasjonal utbredelse av påvekstalger	41
2.8.2 Lokal utbredelse i mjøselver og trøndelagselver	42
2.8.3 Lokal variasjon i mjøselvene	43
2.8.4 Lokal variasjon i trøndelagselvene	46
2.8.5 Faktorer som bestemmer strukturen i påveksalgesamfunnet	48
2.8.6 Bruk av påvekstalger i miljøundersøkelser	48
3 Biologisk mangfold i by- og tettstedsnære dammer og tjern	50
3.1 Dammer i et bylandskap: biologisk mangfold og trusselfaktorer	51
3.1.1 Ulike typer dammer og deres historikk	51
3.1.2 Fysiske og kjemiske forhold	53
3.1.3 Kartlegging av biologisk mangfold	56
3.1.4 Biologisk mangfold	57
3.1.5 Hva karakteriserer det biologiske mangfoldet i by- og tettstedsnære dammer?	65
3.2 Biologisk mangfold i dyreplanktonsamfunn langs en predasjons- og trofigradient (Innsjøer i Bergen-området)	68
3.2.1 Innledning	68
3.2.2 Innsjøer i Bergens-området	68
3.2.3 Artsrikhet hos dyreplankton i forhold til miljøgradienter	69
3.2.4 Konklusjoner	70
3.3 Genetisk mangfold hos vannloppen <i>Daphnia rosea</i>	71
3.3.1 Innledning	71
3.3.2 Analyse av genetisk variasjon	72
3.3.3 Klonal variasjon og geografisk fordeling	72
3.3.4 Konklusjoner	73
3.4 Biologisk mangfold i by- og tettstedsnære dammer og tjern - miljøtrusler og forvaltningsmessige utfordringer	74
3.4.1 Betydning av habitatfragmentering og geografiske avstander	74
3.4.2 Effekter av forurensninger	75
3.4.3 Forvaltningsmessige konsekvenser	75
4 Syntese og måloppfyllelse	76
Appendiks	78

1

Instituttprogrammet



Trondheim på 1300 tallet. Rekonstruksjonstegning ved Karl-Fredrik Keller og Erik Jondell.

Mange norske byer ligger ved utløp av elver. Her var det fra gammelt av havnemuligheter. Elveløpet gjennom de eldre bydelene har ofte blitt en viktig del av byens karakter. Større vann og dammer bidrar også til variasjon i bybildet. By- og tettstedsnære vannlokaliteter er rekreasjonsområder for befolkningen, og brukes av skoler i undervisningsøyemed. Bruken av disse områdene er viktige fordi de er bynære og bevaringsverdige, og beskrivelser av det biologiske mangfoldet er viktig for å styrke interessen for å bevare det.

NINA og NIVA ble i 1996 bedt av Basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd, Området for miljø og utvikling om å utvikle et felles instituttprogram: "Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder".

Hovedmålsetting for programmet var å:

- * Undersøke sammenhenger mellom forurensningspåvirkning og endringer i biodiversitet i by- og tettstedsnære vassdrag, samt utvikle og tilpasse mål for biodiversitet til operative forvaltningsverktøy.

Bevaring av biologisk mangfold er nasjonalt og internasjonalt et prioritert satsningsområde (jfr. Konvensjonen om biologisk mangfold (St. prp. 56, 1992-93), og Stortingsmeldingen om bærekraftig utvikling (ST.melding 58, 1996-97) sier at vann og vassdrag er blant de biologiske systemene som er mest påvirket og truet av menneskelig aktivitet. Norge har en usedvanlig rikdom og variasjon av vassdrag, og som et nasjonalt ansvar er det viktig å ta vare på disse.

Biologisk mangfold

I ferskvann er det få arter som er store og fargesprakende. Unntak fra dette er enkelte arter vannfugl, pattedyr og fisk samt en del større karplanter. Takrør, dunkjevle og en del større sivarter gir vakre og iøynefallende omkransninger av vann. Svaner, ender og måkefugl er så sterkt bundet til vannflaten at de godt kan regnes som "vanndyr" sammen med bever, oter og vannspissmus. Av de rundt 40 artene ferskvannsfisk vi har i Norge, er det bare en håndfull som er vanlige utenfor Østlandsområdet. Men rundt byer og tettsteder på Østlandet finner man vann og elver som har over 20 arter, hvorav flere er fargerike og lette å artsbestemme. De aller fleste av de nesten 2700 virvelløse dyreartene som til nå er påvist i ferskvann i Norge, er imidlertid små og uten påfallende farger. Samlet finnes det sannsynligvis mellom 3000 og 4000 dyrearter i norske vassdrag og innsjøer. Det tilsvarende tallet for Europa er nesten 15 000 arter.

Flere ulike grupper av planter forekommer i ferskvann. Planteplanktonet består av flere algegrupper som blågrønnalger, grønnalger, kiselalger og fureflagellater. I Norge er det totalt nærmere 2000 arter. I tillegg til de planktoniske algartene, vokser mange ferskvannsalger på substratet. Det antas å være omtrent 1000 forskjellige arter av slike begroingsalger. Begroingssamfunnene består videre av en rekke arter av sopp og bakterier. Floraen av karplanter i ferskvann er imidlertid artsfattig, og alle artene viser sekundær tilpasning til et liv i vann. De er således utviklet fra landlevende plantegrupper.

Dersom vi holder bakteriene utenfor, består den totale artsdiversiteten i ferskvann i Norge av mellom 5000 og 6000 arter fordelt med 3000 arter alger og sopp, 120 karplanter, 2650 virvelløse dyr og 140 virveldyr. Ferskvann er mindre artsrik enn landområdene med sine over 20 000 arter og det norske havområdet med mellom 6000 og 10 000 arter. På den annen side er flere av ferskvannslokalitetene små og truet av ødeleggelse, og antall truede arter er derfor likevel høyt.

Instituttprogrammet startet med å utarbeide en sammenfattende statusrapport og flere særreporter på de ulike fagområdene. Statusrapporten viste at kunnskapene om effekter av forurensning på ferskvannssystemene var gode innen vannkjemi og fisk. Kunnskapene om forurensningseffekter på biodiversiteten ellers, var dårligere. For biodiversitet i de frie vannmassene (plankton og fisk) og for en del grupper av bunnlevende organismer i rennende vann (bunnedyr og begroing) forelå det kunnskap om artssammensetning/artsdiversitet. Artsforekomst er imidlertid vanligvis brukt som indikatorer på vannkvalitet, og ikke som et *mål* i seg selv. Det var stort sett lite kunnskap om hvordan forskjellige forurensningsbelastninger, både type, mengde og samvirkning mellom ulike typer, påvirker det biologiske mangfoldet.

Effekter av menneskelig aktivitet

Det finnes miljøpolitiske beslutninger om bevaring av biologisk mangfold både på internasjonalt og nasjonalt plan. Hovedmålet er å bevare og bruke det biologiske mangfold på en bærekraftig måte. Da statusrapporten ble utarbeidet i 1997 var det imidlertid

nesten aldri utviklet delmål for bevaring av biologisk mangfold på tilsvarende måte som delmål for akseptable konsentrasjoner av kjemiske stoffer i naturen. Ved årtusenskiftet kom imidlertid EU med sitt vanddirektiv som har som mål å utvikle konkrete mål for hva som er god, moderat, svak og dårlig økologisk status i alle vannforekomster i Europa. Slike mål skal utvikles for fire organismegrupper; fisk, bunnedyr, alger og vannplanter.

Det absolutte mål, også for EU sitt vanddirektiv, er å bevare mangfoldet uforandret over lang tid. Et naturlig delmål, slik Vanddirektivet nå operasjonaliseres, er å fastsette hvor store avvik og hvilke typer avvik som kan tolereres f. eks. i tettstedsnære områder. Dette arbeidet er under full utvikling i EU, og har satt vårt instituttprogram inn i en ny og noe uventet sammenheng. Vi har i den grad det har vært mulig, tilpasset instituttprogrammets til prosjektene til denne nye rammen.

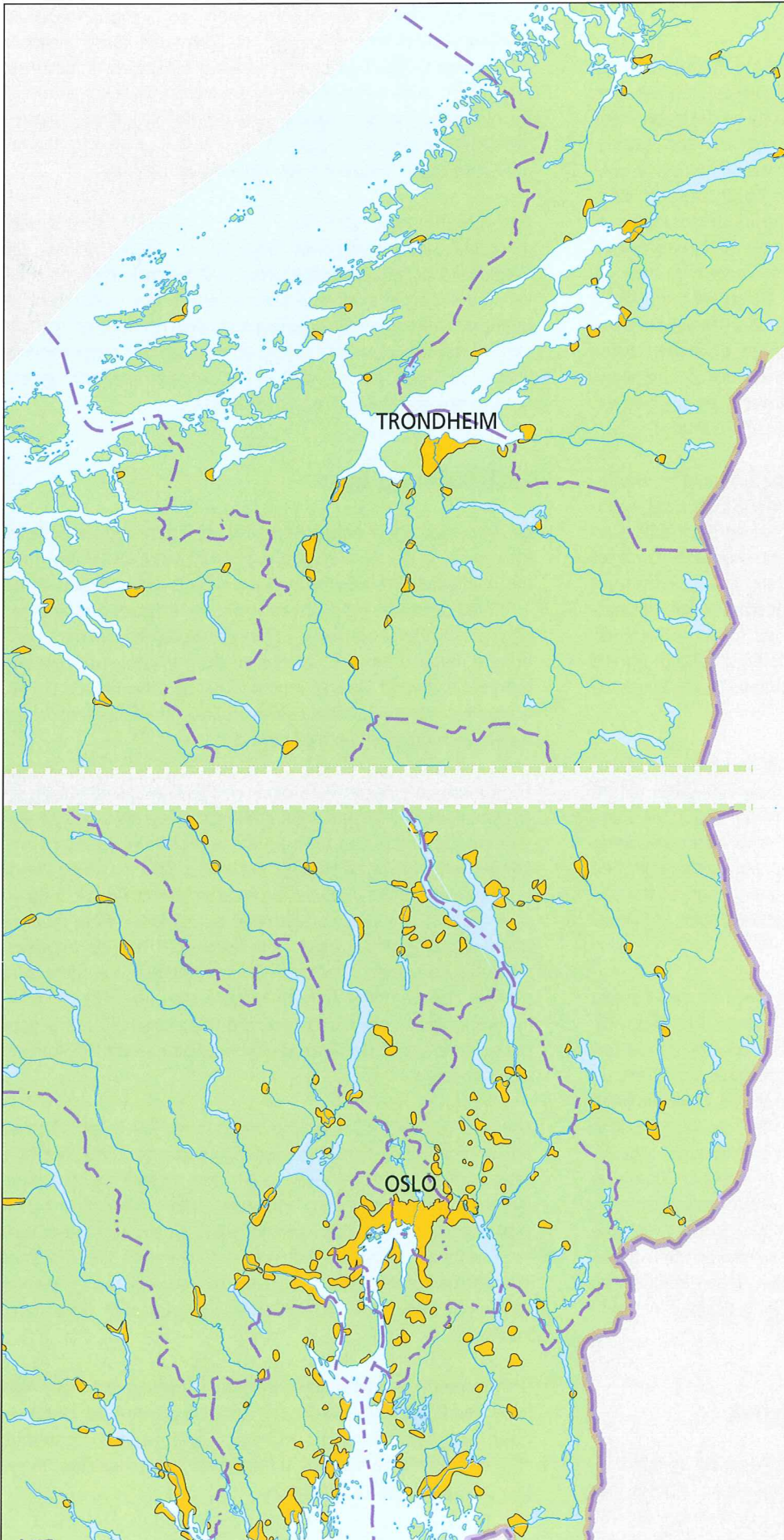
Tettsteder og byer

De fleste større byer og tettsteder i Norge ligger ved elveos langs kysten. Langs de større elvene, og på det indre Østlandet ligger det imidlertid flere mindre byer og tettbygde områder (figur 1.1). Ved tettsteder og byer ved kysten er tettsteds-påvirkningen på livet i elva først og fremst i de nederste delene, fra bare noen hundre meter til noen få kilometer inn fra havet. I det samme området er det effekter av innstrømmende saltvann ved flo sjø, og det kan være vanskelig å skille effekten av brakkvannsmiljøet fra forurensningseffekten fra et tettsted.

Forurensningen i bynære områder er ofte svært sammensatt, og det kan være vanskelig å skille effektene av de ulike komponentene fra hverandre. Det biologiske mangfoldet vil også bli påvirket av andre menneskeskapte aktiviteter som forsurening, landbruksforurensninger, industriforurensninger og fysiske inngrep som grøfting, vassdragsreguleringer og lignende. Flere av disse påvirkningstypene kan også være inkludert i "by- og tettstedsnære forurensninger". Dermed blir det vanskelig å vurdere tålegrensene for de ulike forurensningstypene og belastningene. Fysiske inngrep som gjenfylling, grøfting, kanalisering og oppdemming er av de sterkeste påvirkningstypene vannforekomster er utsatt for.

I det ene av prosjektene i dette programmet har vi valgt å se på mulighetene for å lage en generell forventningsmodell for hvilke arter av stein og døgnfluer vi kan finne i vassdrag som løper gjennom norske byer og tettsteder. Denne modellen har vi prøvd ut i to områder der vi finner de to typene tettstedsplasse-ring, nederst i vassdraget, påvirket av saltvannsflo slik som langs Trondheimsfjorden, eller som tettsteder ved vassdrag i innlandet som rundt Mjøsa. Resultatene av dette prosjektet er presentert i kapittel 2.

Små dammer og bekker i bynære strøk blir ofte gjenfylt eller lagt i rør med katastrofale følger for dyre- og plante-livet. Dette temaet har vi tatt for oss i det andre prosjektet i dette programmet som er presentert i kapittel 3: "*Dammer i et bylandskap; biologisk mangfold og trusselfaktorer*".



Figur 1.1

På Østlandet og i Trøndelag ligger de fleste tettstedene med mer enn 2000 innbyggere langs eller ved utløpet av et vassdarg.

2

Biologisk mangfold i rennende vann - når har forurensning redusert mangfoldet ?



Foto: Landsat-7, 11. oktober 1999, Kanal 1,2,3.

Menneskelig påvirkning i og rundt vassdrag har skapt behov for å kunne vurdere vannkvalitet på en effektiv og oversiktlig måte. Dette gjelder både i forhold til biologisk mangfold og i forhold til menneskelig bruk av vann i husholdning, matproduksjon og rekreasjon. God økologisk tilstand gir også godt bruksvann i helsemessig betydning.

Utgangspunktet for denne studien var et britisk modell-verktøy utviklet for å vurdere biologisk kvalitet i elver i Storbritannia. Dette foreligger som en programpakke med akronymet RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Classification System). Ved hjelp av RIVPACS kan en si hvordan bunndyrfaunaen på en gitt lokalitet ville vært om den var upåvirket av menneskelig aktivitet, en referansetilstand. Denne referansetilstanden kan da sammenlignes med den observerte, målte tilstanden. Differansen mellom de to vil angi de biologiske virkningene av påvirkningen på elven.

For å kunne brukes utenfor De britiske øyene må RIVPACS modifiseres. Dette er gjort i flere land, som Sverige, der den modifiserte modellen kalles SWEPEC.

Vi ville i dette prosjektet se på mulighetene for å tilpasse RIVPACS til norske forhold. I Norge har vi de siste

tretti årene samlet inn informasjon om stein- og døgfluers utbredelse i norske vassdrag. Vi har derfor valgt å bruke disse to gruppene som utgangspunkt for modelltilpasningen. Gruppene er godt egnet fordi begge består av et begrenset antall arter som det er forholdsvis lett å identifisere. Vi undersøkte om bestemmelse til art for et begrenset utvalg grupper kunne gi mer informasjon enn et videre utvalg bare bestemt til gruppe, for eksempel familie. Videre ville vi teste om det er mulig å innpasse bunnlevende alger i samme modell.

Bruk av geografiske informasjonssystemer (GIS) utfra digitale kart har gitt nye muligheter til å dekke store geografiske områder i en og samme analyse. Vi har brukt GIS-verktøyet til å studere forventet fordeling av bunndyr utfra miljøbetingelsene vi kan måle i elvene og landskapet rundt. Vår prosjektmodell ble kalt RIVGIS.

Den britiske RIVPACS benytter et begrenset utvalg av miljøparametre som grunnlag for forutsigelsene av forventet fauna. For norske forhold valgte vi å dele de tilsvarende miljøparametrene i to hovedgrupper; naturgeografiske og biotop-relaterte. Den første gruppen gjelder lokalitetens beliggenhet, mens det andre gjelder de spesifikke forholdene på organismenes levesteder.

2.1

Det er andre arter i Finnmark enn på Sørlandet

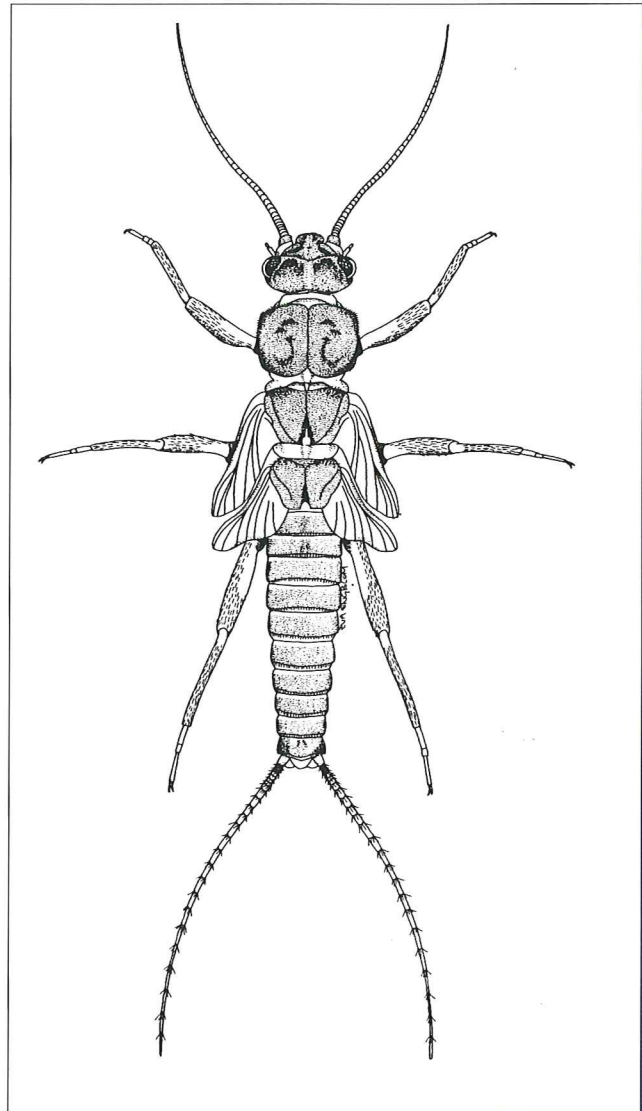
Kaare Aagaard, Torleif Bækken, Svein-Erik Sloreid og Terje Bongard

Geografisk breddegrad og lengdegrad angir entydig lokalitetenes beliggenhet. Posisjonen bestemmer også stedets høyde over havet. Stedets klima karakteriseres gjerne ved årsmiddel og variasjon i temperatur og nedbør. Alle disse opplysningene følger av stedsbestemmelsen, og kan enkelt legges inn som en geografisk opplysningsdel i vår analysemodell.

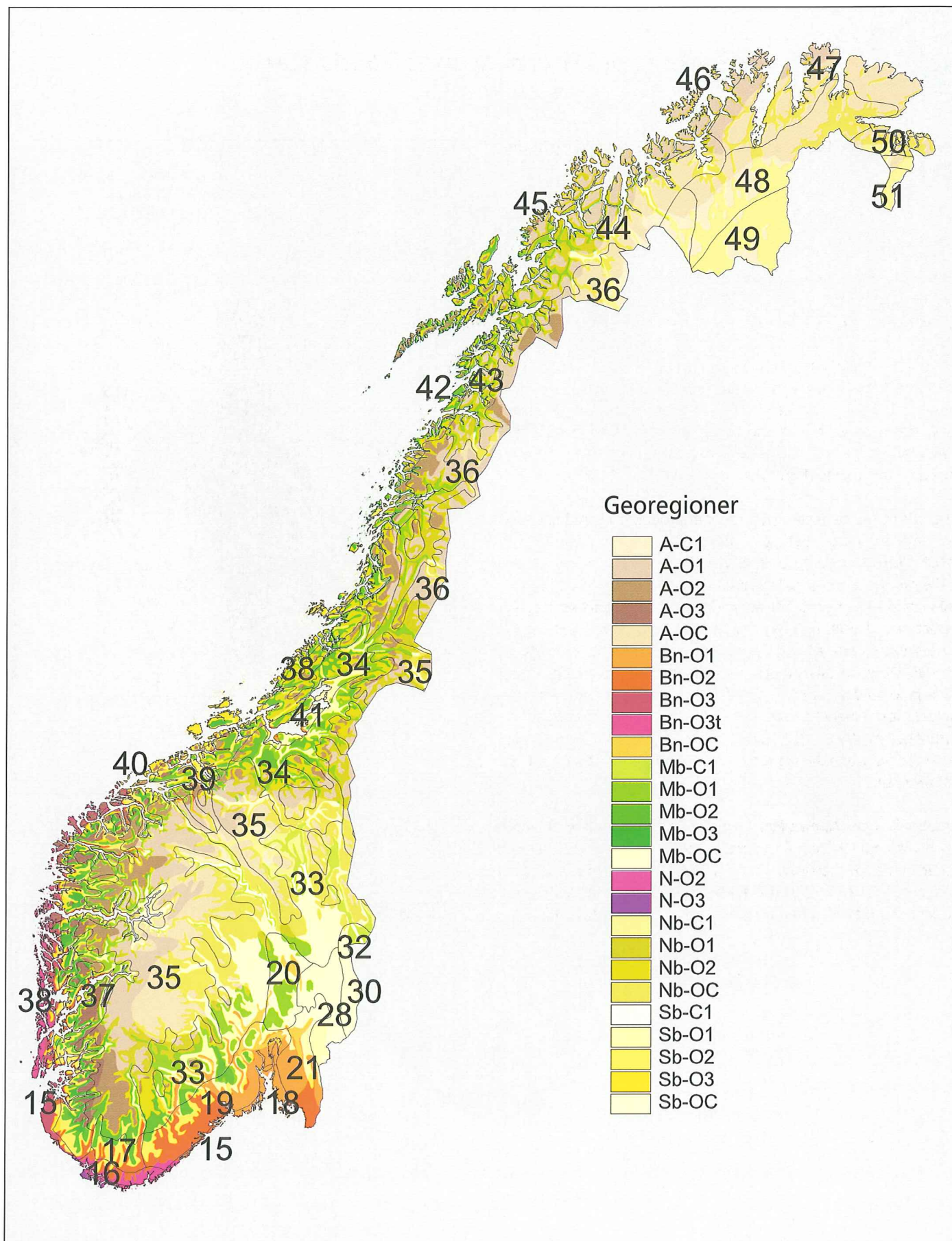
For Norge (og Norden) er det utarbeidet detaljerte kart som viser hvordan topografi og klima gir opphav til ulike vegetasjonsgeografiske regioner. Landområder med samme klima og nedbør beskrives som en region. Norge er delt inn i seks forskjellige vegetasjonssoner og seks ulike vegetasjonsseksjoner som samordnes til regionene (**Figur 2.1.1**).

Utbredelsen til de fleste dyrearter er et produkt av spredningsevne, innvandringsmuligheter og mulige leveområder (**figur 2.1.2**). For lett-sprede dyregrupper følger gjerne norsk utbredelse samme mønster som regionene. Blant de til sammen rundt 80 norske artene av steinfluer og døgnfluer (**Appendiks 1 og 2**) er det mange gode indikatorer på rent og friskt vann. Hos begge finnes det i Finnmark og Troms arter som ikke opptre i Sør-Norge. Disse arktiske artene har ofte en vid utbredelse rundt hele polområdet. Videre er en del arter utbredt i det meste av landet, men mangler helt i sør. Få arter er rent sørlige. På Sørlandet og Vestlandet kan det ofte være uklart om artene mangler på grunn av forurensning eller fordi de ikke er naturlig utbredt der.

Opplysningene i **Appendiks 1 og 2** gir en ramme for hvilke arter man kan vente å finne i et område. Hvilke av artene som faktisk forekommer der, bestemmes av de lokale (biotoprelaterte) forholdene. I **Tabell 2.1.1 og 2.1.2** er forventningen for de to områdene vi undersøker her sammenlignet med de faktiske funn.

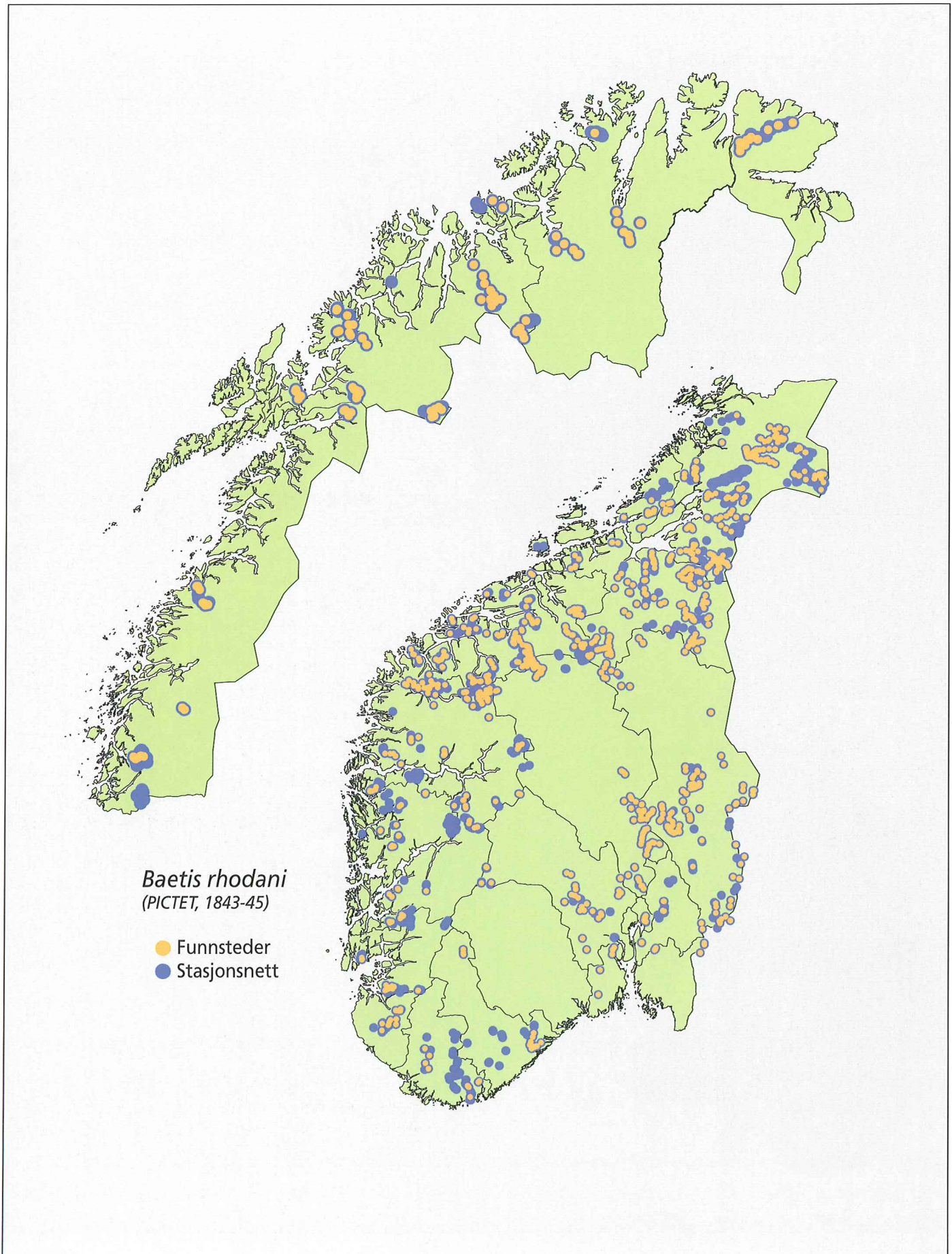


Tegning: Engblom & Lingdell.



Figur 2.1.1

Vegetasjonsgeografiske regioner i Norge (etter Moen 1998; Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon) kombinert med naturgeografiske regioner fremstilt med grenser og regionnummer i svart.



Figur 2.1.2

Lokaliteter lagt inn i prosjektets dataoversikt med (orange) og uten (blå) funn av døgnfluearten *Baetis rhodani*.

Tabell 2.1.1 Steinfluearter i Norge. Forventete arter i mjøselvene og trøndelagselvene er angitt som vanlig (XXX), mindre vanlig (XX), sjelden (X) og svært sjelden (◊). Arter som ble funnet i dene undersøkelsen er angitt med rødt.

	Mjøselvene i Østlandets sentrale barskogsregionen	Trøndelagselvene i lavlandsregionen
	20	41
<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)		
<i>Nemoura arctica</i> ESBEN-PETERSEN, 1910		
<i>Nemoura viki</i> LILLEHAMMER, 1972		
<i>Amphinemura palmeni</i> KOPONEN, 1916		
<i>Capnia vidua</i> KLAPÁLEK, 1904		
<i>Arcynopteryx compacta</i> (McLACHLAN, 1872)	x	
<i>Nemoura sahlbergi</i> MORTON, 1896		
<i>Diura bicaudata</i> (LINNÉ, 1758)		xxx
<i>Nemoura flexuosa</i> AUBERT, 1949		x
<i>Capnia atra</i> MORTON, 1896	xx	xxx
<i>Capnia pygmaea</i> (ZETTERSTEDT, 1840)		◊
<i>Leuctra digitata</i> KEMPNY, 1899	xx	x
<i>Nemurella pictetii</i> KLAPÁLEK, 1900	x	x
<i>Diura nanseni</i> (KEMPNY, 1900)	xxx	xx
<i>Dinocras cephalotes</i> (CURTIS, 1827)	x	◊
<i>Amphinemura standfussi</i> (RIS, 1902)	x	x
<i>Capnopsis schilleri</i> (ROSTOCK, 1892)	xxx	x
<i>Nemoura avicularis</i> MORTON, 1894	xx	xx
<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (LINNÉ, 1758)	xxx	xx
<i>Leuctra hippopus</i> KEMPNY, 1899	xxx	x
<i>Nemoura cinerea</i> (RETZIUS, 1783)	x	xxx
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (STEPHENS, 1836)	x	x
<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER, 1811)	◊	x
<i>Brachyptera risi</i> (MORTON, 1896)	xxx	xx
<i>Protonemura meyeri</i> (PICTET, 1841)	xxx	x
<i>Isoperla grammatica</i> (PODA, 1761)	x	xx
<i>Leuctra fusca</i> (LINNÉ, 1758)	xxx	x
<i>Xanthoperla apicalis</i> NEWMAN, 1836		◊
<i>Siphonoperla burmeisteri</i> (PICTET, 1841)	xxx	xx
<i>Amphinemura borealis</i> (MORTON, 1894)	xx	x
<i>Isoperla obscura</i> (ZETTERSTEDT, 1840)	x	xx
<i>Isoperla difformis</i> (KLAPÁLEK, 1909)	xxx	◊
<i>Capnia bifrons</i> (NEWMAN, 1839)	◊	x
<i>Isogenus nubecula</i> NEWMAN, 1833		
<i>Perlodes dispar</i> (RAMBUR, 1842)		

Tabell 2.1.2. Døgnfluearter i Norge. Forventete arter i mjøselvene og trøndelagselvene er angitt som vanlig (XXX), mindre vanlig (XX), sjelden (X) og svært sjelden (◊). Arter som ble funnet i dene undersøkelsen er angitt med rødt.

	Mjøselvene i Østlandets sentrale barskogsregionen	Trøndelagselvene i lavlandsregionen
	20	41
<i>Baetis lapponicus</i> (BENGTSSON, 1912)		
<i>Baetis subalpinus</i> BENGTSSON, 1917	x	x
<i>Habrophlebia lauta</i> ETN.		
<i>Ephemerella aurivilli</i> (BENGTSSON, 1908)	xx	xx
<i>Baetis macani</i> KIMMINS, 1957		◊
<i>Ameletus inopinatus</i> EATON, 1887	xx	xx
<i>Heptagenia dalearlica</i> BENGTSSON, 1912	xxx	x
<i>Baetis muticus</i> (LINNÆUS, 1758)	xxx	xxx
<i>Siphonurus lacustris</i> EATON, 1870	x	x
<i>Ephemerella mucronata</i> (BENGTSSON, 1909)	x	x
<i>Parameletus chelififer</i> BENGTSSON, 1908		◊
<i>Metretopus alter</i> BENGTSSON, 1930		
<i>Baetis scambus</i> EATON, 1870	x	xx
<i>Baetis rhodani</i> (PICTET, 1843-45)	xxx	xxx
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS, 1835)		
<i>Parameletus minor</i> (BENGTSSON, 1909)		
<i>Metretopus borealis</i> (EATON, 1871)		xx
<i>Siphonurus aestivalis</i> (EATON, 1903)		x
<i>Leptophlebia marginata</i> (LINNÆUS, 1767)	x	x
<i>Paraleptophlebia werneri</i> ULMER, 1919	x	
<i>Leptophlebia vespertina</i> (LINNÆUS, 1758)	x	x
<i>Baetis niger</i> (LINNÆUS, 1761)	xxx	xxx
<i>Baetis vernus</i> CURTIS, 1834	x	x
<i>Heptagenia joermensis</i> (BENGTSSON, 1909)	x	xx
<i>Baetis bundyae</i> LEHMKUHL, 1973		
<i>Cloëon simile</i> EATON, 1870	◊	x
<i>Centroptilum luteolum</i> (MÜLLER, 1776)	xx	xxx
<i>Paraleptophlebia strandii</i> (EATON, 1901)	◊	x
<i>Ephemerella danica</i> MÜLLER, 1764	xxx	x
<i>Heptagenia sulphurea</i> (MÜLLER, 1776)	xxx	xx
<i>Arthroplea congener</i> BENGTSSON, 1908	◊	◊
<i>Ephemerella vulgata</i> LINNÆUS, 1758	x	x
<i>Baetis fuscatus</i> (LINNÆUS, 1761)	x	!
<i>Paraleptophlebia cincta</i> (RETZIUS, 1783)	x	xx
<i>Ephemerella ignita</i> (PODA, 1761)	xxx	xx
<i>Caenis rivulorum</i> EATON, 1884	xx	
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (RETZIUS, 1783)	x	x
<i>Siphonurus alternatus</i> (SAY, 1824)	◊	x
<i>Caenis horaria</i> (LINNÆUS, 1758)	x	xx
<i>Cloëon dipterum</i> (LINNÆUS, 1761)		x
<i>Procloeon bifidum</i> (BENGTSSON, 1912)	◊	◊
<i>Caenis lactea</i> BURM., 1839		
<i>Baetis digitatus</i> BENGTSON, 1912	xx	
<i>Caenis luctuosa</i> BURM., 1839	x	
<i>Brachycercus harrisella</i> CURTIS, 1834		

2.2

Miljøfaktorer som påvirker faunaen og floraen på en lokalitet

Torleif Bækken og Kaare Aagaard

En rekke naturlige miljøfaktorer, forurensninger eller andre menneskeskapte aktiviteter kan påvirke plante- og dyrelivet i elvene. I den britiske RIVPACS-modellen er bunnforhold (substrat), vandedyp, bredden på vannløpet og strømhastigheten bestemmende for artenes forekomst. Vi ville undersøke om det samme gjelder i norske vassdrag. Videre ville vi undersøke om kantvegetasjonen og bruken av områdene rundt vassdraget påvirket artsammensetningen i vannløpet. (Tabell 2.2.1) Noen av disse faktorene virker sannsynligvis inn på faunaen ved at vannkjemien endres.

Forurensning reduserer ofte det biologiske mangfoldet. Antall arter går ned, men individtallet av de mest tolerante artene kan til gjengjeld bli meget høyt. For å kunne registrere en slik effekt inkluderte vi også lokaliteter der vi visste at avløp fra tettbebyggelse eller landbruk påvirket vassdraget.

Vi utførte disse undersøkelsene i to områder, ved Mjøsa og langs sørsiden av Trondheimsfjorden.

2.2.1 Subtrat beskrives ved en faktor som kalles Phi

Bunnssubstratet ble karakterisert ved kornfordeling etter internasjonal standard. Substratet ble gruppert i kornstørrelser (Tabell 2.2.2). Ut fra fordelingen av størrelsesgrupper beregnet vi gjennomsnittlig kornstørrelse angitt i mm og som phi-verdi. Phi-verdien beregnes som $-\log_2$ til kornstørrelsen, basert på % fordeling av kornstørrelses-gruppene. Jo høyere Phi-verdi, jo mindre kornstørrelse, og omvendt.

2.2.2 Innsamling og sammenstilling av data

Kartdata

Ved hjelp av digitale kart ble det beregnet totale nedbørfelt og delnedbørfelt for hver stasjon der dyrene ble innsamlet. Innenfor disse nedbørfeltene ble det registrert bebygd areal, jordbruksare-



Foto: Kaare Aagaard.

aler, skogarealer, myrarealer, gjennomsnittlig helning og andel ulike økoregioner.

Påvekstalger

Innsamlingen av begroingsamfunnet fra mjøselvene ble utført i perioden 28/9-6/10 1998. Materialet ble innsamlet og bearbeidet etter NIVAs standardmetoder:

Bunndyr

Prøvene ble samlet inn ved bruk av en standardisert sparkemetode i 3x1 minutt med bunndyrhåv med maskevidde 250 mm (Norsk Standard, NS 4719). Håven tømmes etter hvert minuts prøvetaking for å hindre tetting. Den prøvetatte strekningen var ca 3 m for hvert minutt.

I stilleflytende partier med for dypt vann til å anvende sparkemetoden, ble håven brukt til å rote opp bunnssubstrat samtidig som den ble ført frem og tilbake for å samle inn oppvirvlet materiale.

Tabell 2.2.2. Gruppering av kornstørrelser i bunnssubstratet.

Benevning	Grupper mm	Midlere -log ₂ kornstørrelse phi
Blokk	>512	-9,5
Stor stein	256-512	-8,5
Mellomstor stein	64-256	-6,5
Småstein	16-64	-4,5
Grus	2-16	-2
Sand	0,063-2	+2
Silt og leire	<0,063	+7

Tabell 2.2.1. Registrerte miljøparametre.

Fysiske

- bredde
- dyp
- vannhastighet
- substrat

Kjemiske

- totalt nitrogen
- nitrater NO₃
- totalt fosfor
- kalsium
- totalt organisk karbon
- farge
- ledningsevne
- pH

Habitat

- kantvegetasjon
- vannmose
- høyere vannplanter
- arealbruk

Forurensingskilder

Kartdata

- nedbørsfelt
- delnedbørsfelt
- bebygd areal
- jordbruk
- skogbruk
- myr

2.3

Områdebeskrivelser

Torleif Bækken og Terje Bongard

2.3.1 Området ved Mjøsa med delfelt og stasjoner

Mjøsa har tilrenning fra 10-12 mellomstore elver (**Figur 2.3.1**). Flere av disse renner gjennom tettsteder. På vestsiden av Mjøsa (Oppland) ble følgende 5 elver valgt ut: Lena, Hunnselva, Stokkelva, Vismunda, Rinda. På østsiden av Mjøsa (Hedmark) ble disse 4 elvene valgt ut: Moelva, Brumunda, Flagstadelva og Svartelva

Først og fremst ble rasktstrømmende partier i elvene undersøkt, men vi tok også enkeltprøver i rolige partier av elvene. Antall undersøkelsesområder i hver elv ble i tillegg bestemt utfra elvelengden og forekomsten av tettsteder. Det ble i alt tatt 81 prøver fra bunndyr-samfunne.

Referansesamfunn

Et biologisk referansesamfunn er i denne sammenheng det organismesamfunnet som naturlig ville forekommet på en lokalitet

hvis området var upåvirket av menneskelig aktivitet. Artssammensetningen i et slikt samfunn vil avhenge av hvor det er. Årsaken er at artenes forekomst varierer både med artenes innvandringmulighet og de lokale miljøforholdene på stedet, inkludert lokalklimatiske forhold og hvilke andre arter som er tilstede. Utfra artsforekomsten kan landet deles i såkalte biogeografiske regioner med felles innbyrdes kjennetegnet som forekomst av enkelte arter og samfunn. Er det spesielle forhold til stede som for eksempel forurensning, vil organismesamfunnet bli forandret av dette fordi de alle vil ha sine spesifikke miljøkrav. Skal en kunne si noe om situasjonen til et gitt biologisk samfunn må man derfor vite hvordan det ville vært under naturlige forhold, det vil si i forhold til referansesamfunnet.

En klarlegging av referanse-situasjonen er derfor en viktig forutsetning for utvikling av vurderings-systemer ved implementeringen av EU's vanddirektiv. For norske forhold er dette foreløpig bare gjort av NIVA i et vurderings-systemet for bunndyr og forsuring i østnorske humuselver



Brumunda. Foto: Torleif Bækken.

En klassifikasjon av referansestasjoner foretas på bakgrunn av analyser av arealstatistikk (GIS), fysiske forhold, kjemiske forhold og substratforhold i delnedbørsfeltene eller ved innsamlingsstasjonene. Hver stasjon mottar avrenning fra et eget delnedbørsfelt. Vi har lagt vekt på delnedbørsfeltenes befolkningstetthet, andel dyrket areal eller forekomst av andre kjente, viktige forurensningskilder, når vi skilte ut referansestasjonene. For Mjøsområdet brukte vi følgende kriterier for å kunne si at en stasjon var en referansestasjon:

- 1 Befolkningstetthet: mindre enn 2% av arealet er befolket.
- 2 Jordbruk: mindre enn 15% av arealet er dyrket.
- 3 Annen påvirkning: Nedbørsfeltet skal være lite eller ikke forsurningspåvirket, heller ikke kalket.
Analyserte kjemivariabler skal ikke være ekstremer utover antatte normalverdier for vassdraget.

2.3.2 Utbredelsesområdet ved Trondheimsfjorden med nedbørsfelt og stasjoner

På sørsiden av Trondheimsfjorden renner det ut en rekke store og små elver. Av disse undersøkte vi de store elvene Gaula og

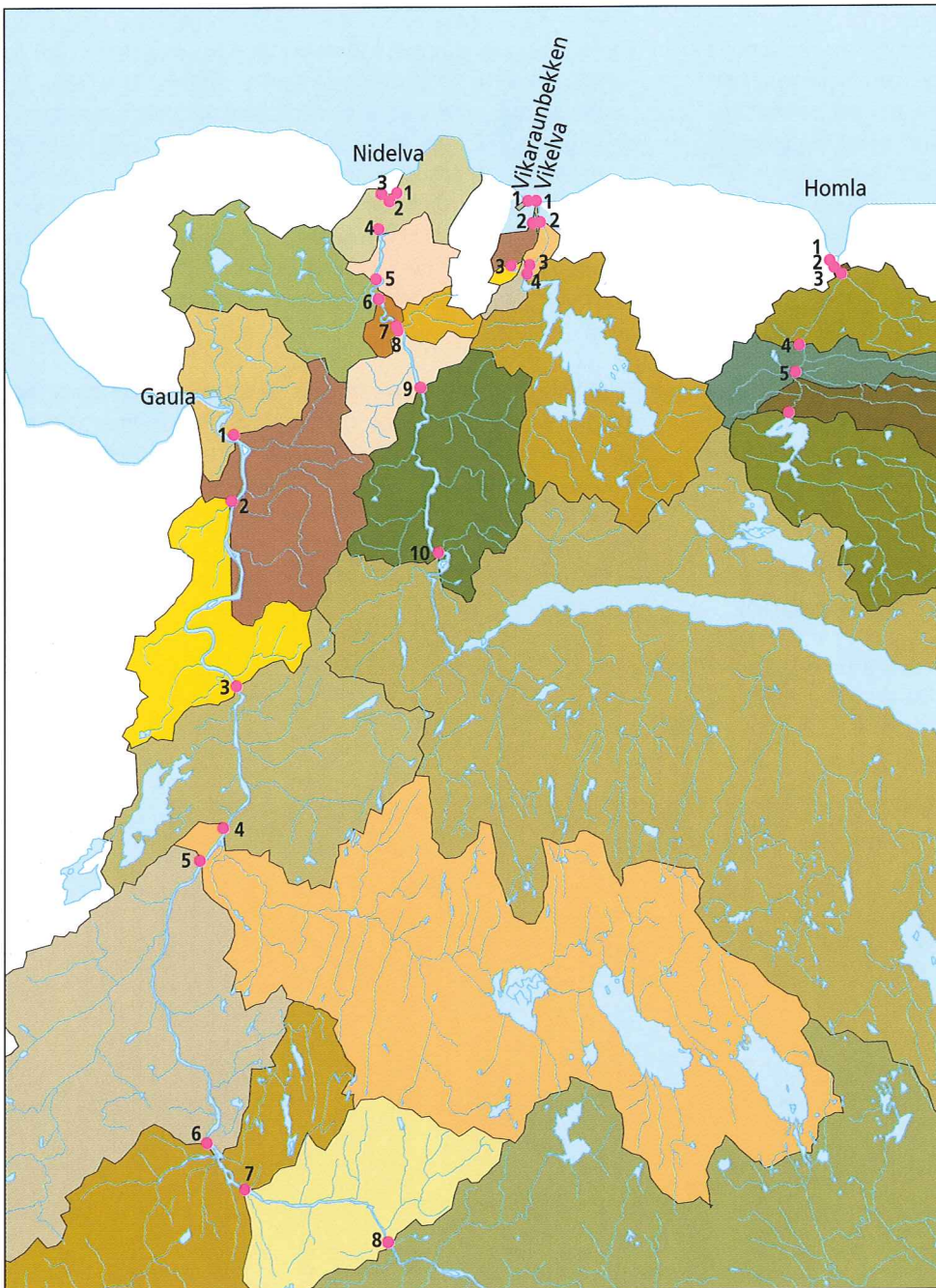
Nidelva, den mindre elva Homla og de to bekkene Vikelva og Vikaraunbekken (**Figur 2.3.2**). Felles for disse er at det er bare de nederste delene av vassdragene som er påvirket av utslipp og forurensninger, med unntak av Gaula som har flere tettsteder og et langt område med jordbrukspåvirkning før utløpet. Dermed fungerer de øvre delene av vassdragene som relativt upåvirkede referanseområder. Generelt ventet vi at artsmangfoldet ville synke fra de øvre mot de nedre delene av vassdragene, selv om dette avhenger av type forurensning, det vil si om det er industrielt avfall eller kloakkavrenning. Det siste kan i riktig mengde gi en gunstig gjødslingseffekt.

Innsamlingsstasjonene ble lagt på steder med mest mulig like forhold. Vi valgte stryk og rasktstrømmende deler av vassdragene. Dette kunne imidlertid ikke gjøres helt likt fordi de nedre delene av elvene som renner ut i Trondheimsfjorden, som regel er sakteflytende og saltvannspåvirkede. Stasjonene ble valgt ut for å finne eventuelle ulikheter mellom urørte og påvirkede deler av vassdraget. Det ble tatt prøver fra bunndyrsamfunnet på i alt 31 stasjoner.

Figur 2.3.1

Delnedbørsfelt rundt Mjøsa.





Figur 2.3.2
 Delnedbørsfelt sør for Trondheimsfjorden.

2.4

Hvilke arter ble funnet?

Torleif Bækken og Terje Bongard

I Mjøsområdet fant vi i de 81 prøvene fra de 9 elvene i alt 69 forskjellige arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer, med henholdsvis 20, 21 og 28 arter i hver gruppe. De fleste artene hadde høyere relative forekomst i referanseområdene enn i totalmaterialet (Figur 2.4.1)

I Trondheimsområdet registrerte vi til sammenligning 12 døgnfluearter, 16 steinfluearter og 27 vårfluearter i de til sammen 62 prøvene fra de fem elvene, det vil si 55 arter til sammen. Artsantallet falt kraftig på de nederste, påvirkede, stasjonene (Figur 2.4.2). Elvene i regionen er imidlertid problematiske i forhold til å avgjøre om endringer i artsinventar kan skyldes forurensning og forurensning eller naturlige habitatendringer i nedre deler av elvene. Overgangen til stilleflytende, slamholdig elvestrekning er ofte sammenfallende med bebyggelse og antropogen påvirkning.

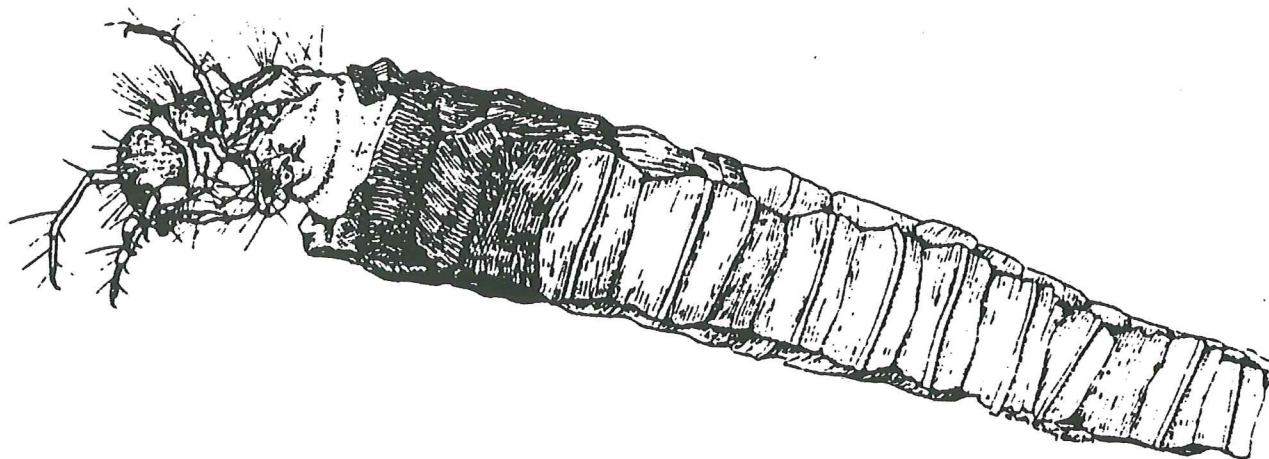
Døgnfluer

I mjøselvene var den klart mest vanlige døgnfluen *Baetis rhodani* som ble funnet på alle lokalitetene unntatt på den forsuringspåvirkede lokaliteten øverst i Flagstadelva (Figur 2.4.3). *Baetis rhodani* er Norges vanligste døgnflue, men sammen med andre baetider forholdsvis forsuringstolerant. Dernest kom *Baetis muticus* som ble registrert i 85% og 50% av henholdsvis referanseprøvene og de potensielt påvirkede prøvene. Andre arter som var vesentlig mer vanlige i referansestasjonene enn på de påvirkede var *Heptagenia dalecarlica*, *Heptagenia sp.*, *Ameletus inopinatus* og *Ephemerella aurivillii*. Enkelte av artene ble stort sett bare funnet på stasjoner med sakteflytende vann. Dette var *Ephemerella danica* og *Centroptilum luteolum*. Også *Caenis rivulorum* foretrekker finkornet substrat og roligstrømmende vann. Arten var

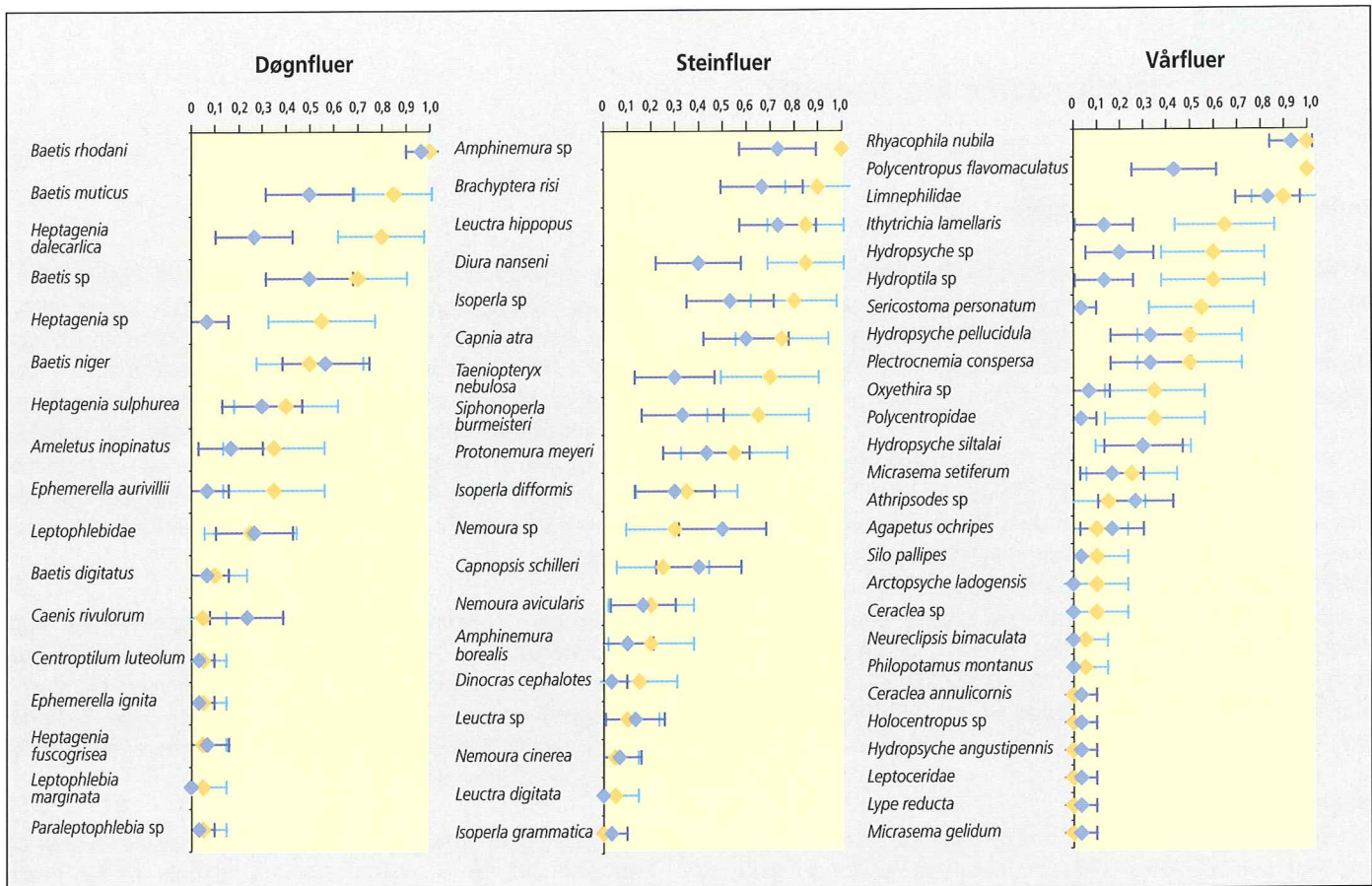
vanlig i Svartelva, men ble også registrert i få eksemplarer i Moelva, Lena og Hunnselva (f. Arten er ansett å være sjelden i Norge. Av de øvrige døgnfluene er *Baetis digitatus* ansett som sjelden i Norge. I denne undersøkelsen ble *Baetis digitatus* funnet på ca 10% av stasjonene (Figur 2.4.4). Arten er også ved flere anledninger funnet i undersøkelser av elver ved renseanlegg, og den er tidligere registrert i Hunnselva og i Drammenselva. Arten er trolig mer vanlig enn det man tidligere har vært klar over. De nye funnene dominerer utbredelseskartet for *Baetis digitatus*.

Den vanligst forekommende arten i trøndelagselvene var også *Baetis rhodani*. *Baetis*-artene manglet særlig på de nederste stasjonene i hvert vassdrag. Nest vanligst var *Ephemerella aurivillii*, *Heptagenia dalecarlica*, *Baetis muticus* og *Baetis niger*. Både når det gjelder antall lokaliteter og antall i hver prøve, er mangfoldet størst i referanselokalitetene.

De observerte døgnflueartene i mjøselvene og elvene i Trøndelag var stort sett de vi ventet å finne i henhold til det nasjonale/regionale utbredelsesmønsteret. De artene som ikke ble funnet, men som har forventet utbredelse i områdene, var først og fremst arter som er vanlige å finne om sommeren, arter som foretrekker innsjøer eller saktestrømmende vann, eller mindre vanlige arter som opptrer sporadisk. Det var i stor grad de samme artene som ble funnet i mjøsmaterialet som i trøndelagsmaterialet. For enkelte baetider, som ble funnet i Trøndelag, men ikke i mjøselvene kan årsaken være flere sommerprøver i trøndelagselvene. De to mer sjeldne artene, *Baetis digitatus* og *Caenis rivulorum*, som ble funnet på enkelte stasjoner i mjøselvene ble ikke funnet i Trøndelag.



Tegning: Engblom & Lingdell.



Figur 2.4.1

Frekvens forekomst med 95% konfidensintervall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer i 20 referanselokaliteter (orange) og 30 potensielt påvirkede lokaliteter (blå) i mjøselvene.

Steinfluer

Blant steinfluene ble slekten *Amphinemura* registrert i 80% av prøvene (**Figur 2.4.1**). Denne gruppen inneholdt små, ubestemte individer av artene *Amphinemura borealis* og/eller *Amphinemura sulcicollis*. Av identifiserte arter var *Leuctra hippopus* (**figur 2.4.5**) vanligst og ble funnet i 74% av prøvene. Derne kom *Brachyptera risi* og *Capnia atra* som ble funnet i henholdsvis 70% og 65% av prøvene. De fleste steinflueartene foretrekker rasktstrømmende vann. Flere arter forekom imidlertid spredt i de saktestrømmende områdene. Av mer uvanlige arter i denne undersøkelsen var *Dinocras cephalotes* (**figur 2.4.6**), Norges største steinflueart. Den ble bare funnet i Moelva, men der var den tilgjengelig vanlig.

Figur 2.4.2 viser forekomsten av steinfluearter i de undersøkte lokaliteter i Trøndelag. Høstprøver av slekten *Capnia* er vanskelig å bestemme på grunn av størrelsen. Slekten kan inneholde flere arter, hvorav *Capnia atra* er den langt vanligste. Også for steinfluene er arts mangfoldet mye større i referanselokalitetene.

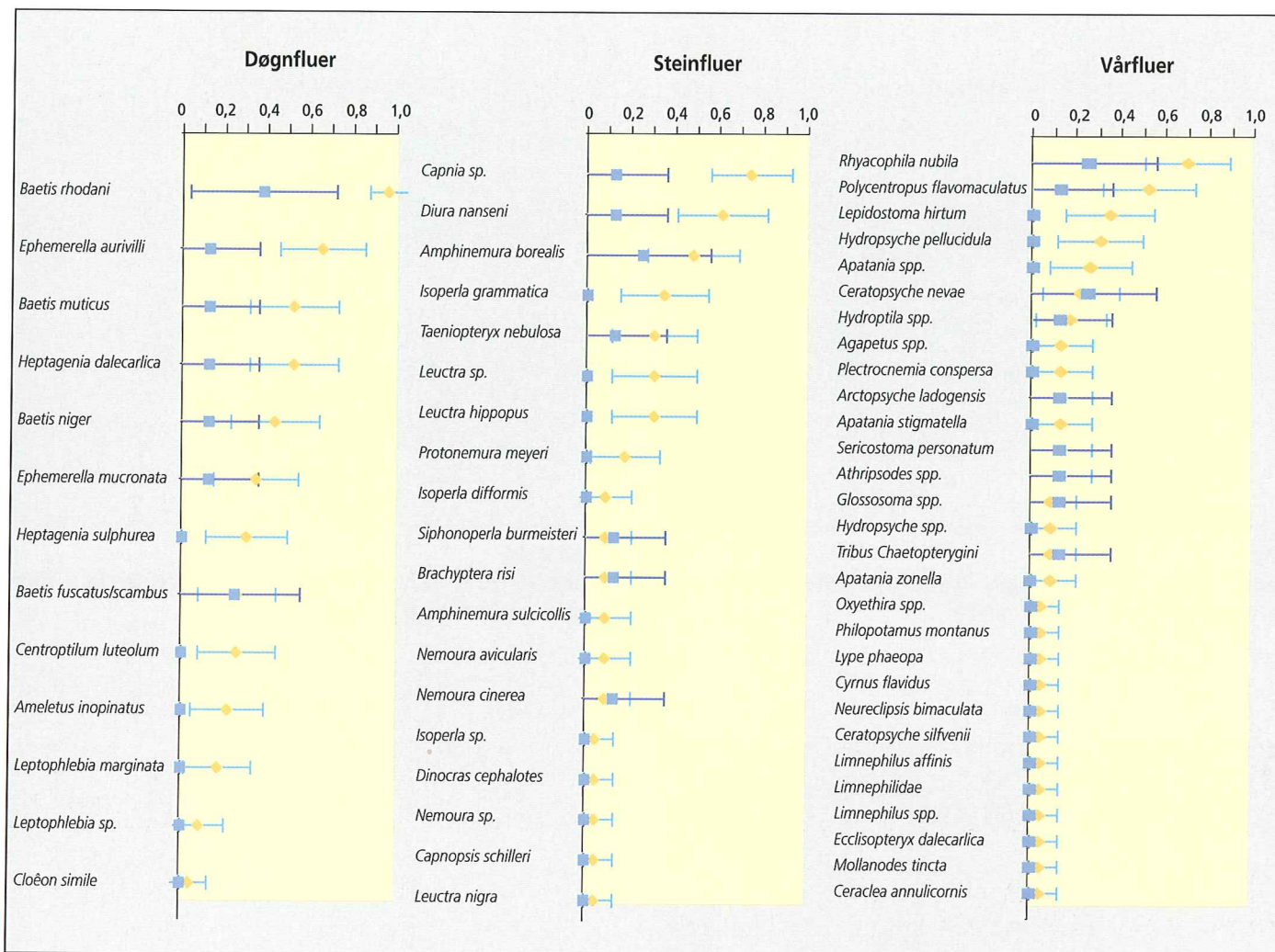
De observerte steinflueartene i mjøselvene og elvene i Trøndelag var stort sett de vi ventet å finne i henhold til det nasjonale/regionale utbredelsesmønsteret. De artene som ikke ble funnet, men som har forventet utbredelse i områdene, var først og fremst arter som er vanlige å finne om sommeren, arter som foretrekker innsjøer eller saktestrømmende vann, eller mindre vanlige arter

som opptrer sporadisk. Det var i stor grad de samme artene som ble funnet i mjøsmaterialet som i trøndelagsmaterialet. Ulikheter i funn av enkelte *Leuctra*-arter og *Amphinemura*-arter skyldes tilfeldigheter og bruk av slekt som samlebetegnelser for flere arter.

Vårfluer

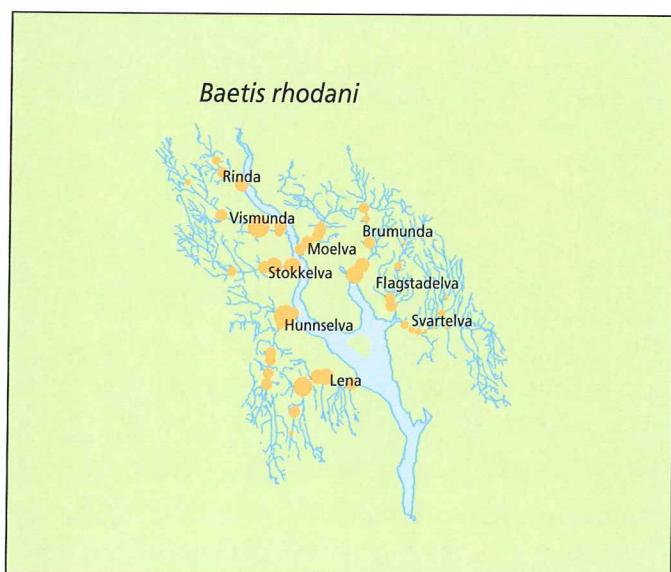
Rhyacophila nubila var vanligste vårflue både i mjøselvene og trøndelagselvene, slik den også er i de fleste andre norske elver. Den ble funnet i 91% av høstprøvene i Mjøsområdet (**Figur 2.4.7**). Derne kom *Polycentropus flavomaculatus* og *Hydropsyche pellucidula* med henholdsvis 63% og 39%. Familien Limnephilidae ble registrert i 87% av prøvene. Denne gruppen består av flere ubestemte arter. *Agrypnia obsoleta* og *Beraeodes minutus* fantes bare registrert i de sakteflytende områdene. Sistnevnte er ansett som en sårbar art i Norge. For flere vanskelig bestemte grupper/individer har bestemmelsene stoppet på slektsnivå. Dette var bl.a. tilfelle for små individer av *Hydropsyche*, *Athripsodes* og *Ceraclea* og for alle *Hydroptila* og *Oxyethira*.

Rhyacophila nubila ble funnet i 43% av de upåvirkede prøvene fra Trøndelag (**Figur 2.4.2**). De nest vanligste artene var *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche pellucidula* og *Lepidostoma hirtum*. Den nettspinnende arten *Ceratopsyche nevae* er relativt vanlig i Trøndelag, og ble registrert to ganger i de påvirkede lokalitetene.



Figur 2.4.2

Frekvens forekomst med 95% konfidensintervall for døgnfluer, steinfluer og vårfluer i 23 referanselokalteter (orange) og 8 påvirkete lokaliteter (blå) i trøndelagselvene.



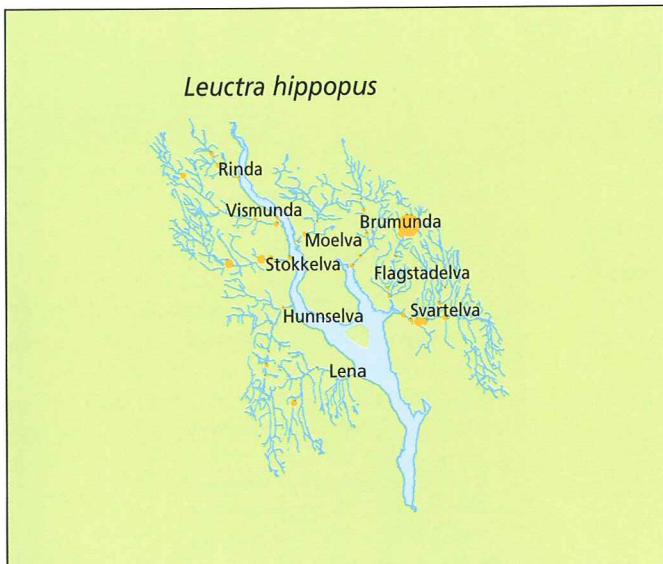
Figur 2.4.3

Utbredelse av Baetis rhodani i mjøselvene. Sirklene angir relativt antall i forhold til største tetthet.

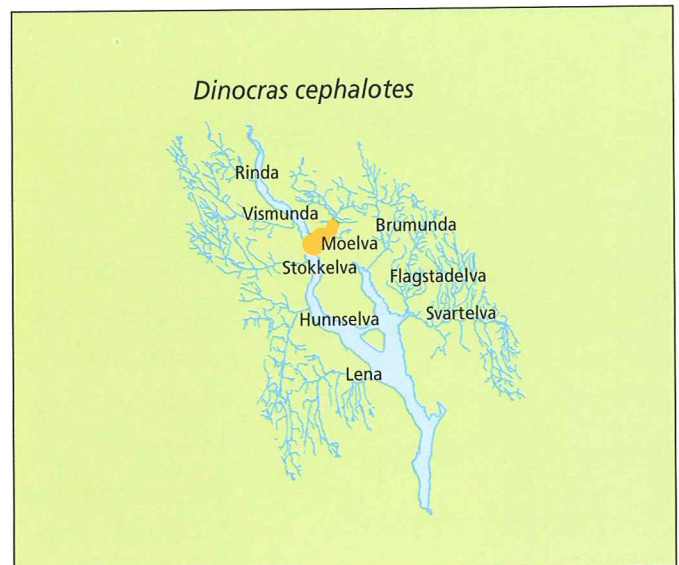


Figur 2.4.4

Utbredelse av Baetis digitatus i mjøselvene. Sirklene angir relativt antall i forhold til største tetthet.



Figur 2.4.5
 Utbredelse av *Leuctra hippopus* i mjøselvene. Sirklene angir relativt antall i forhold til største tetthet.



Figur 2.4.6
 Utbredelse av *Dinocras cephalotes* i mjøselvene. Sirklene angir relativt antall i forhold til største tetthet.



Figur 2.4.7
 Utbredelse av *Rhyacophila nubila* i mjøselvene. Sirklene angir relativt antall i forhold til største tetthet for hver av artene.

2.5

Hva kan en GIS-analyse fortelle om et vassdrag?

Lars Erikstad og Svein-Erik Sloreid

Selv om en erkjenner behovet for detaljerte biologiske studier i et vassdrag, er det et problem at dette ofte er arbeidskrevende og vanskelig å binde sammen i regionale helheter. Dette kan avhjelpest ved å se dem i sammenheng med regional variasjon av relevante miljøparametre. Med dagens digitale kart- og databaseteknikker er det lettere enn før å utnytte informasjon som ligger i våre nasjonale kartverk. Det følgende er en enkel analyse av 1:50 000 kartdata for Gaula i Sør-Trøndelag med formål å se om det er mulig å trekke ut økosystemrelevant regional informasjon fra et slikt nasjonalt dekkende, men relativt grovt kartverk.

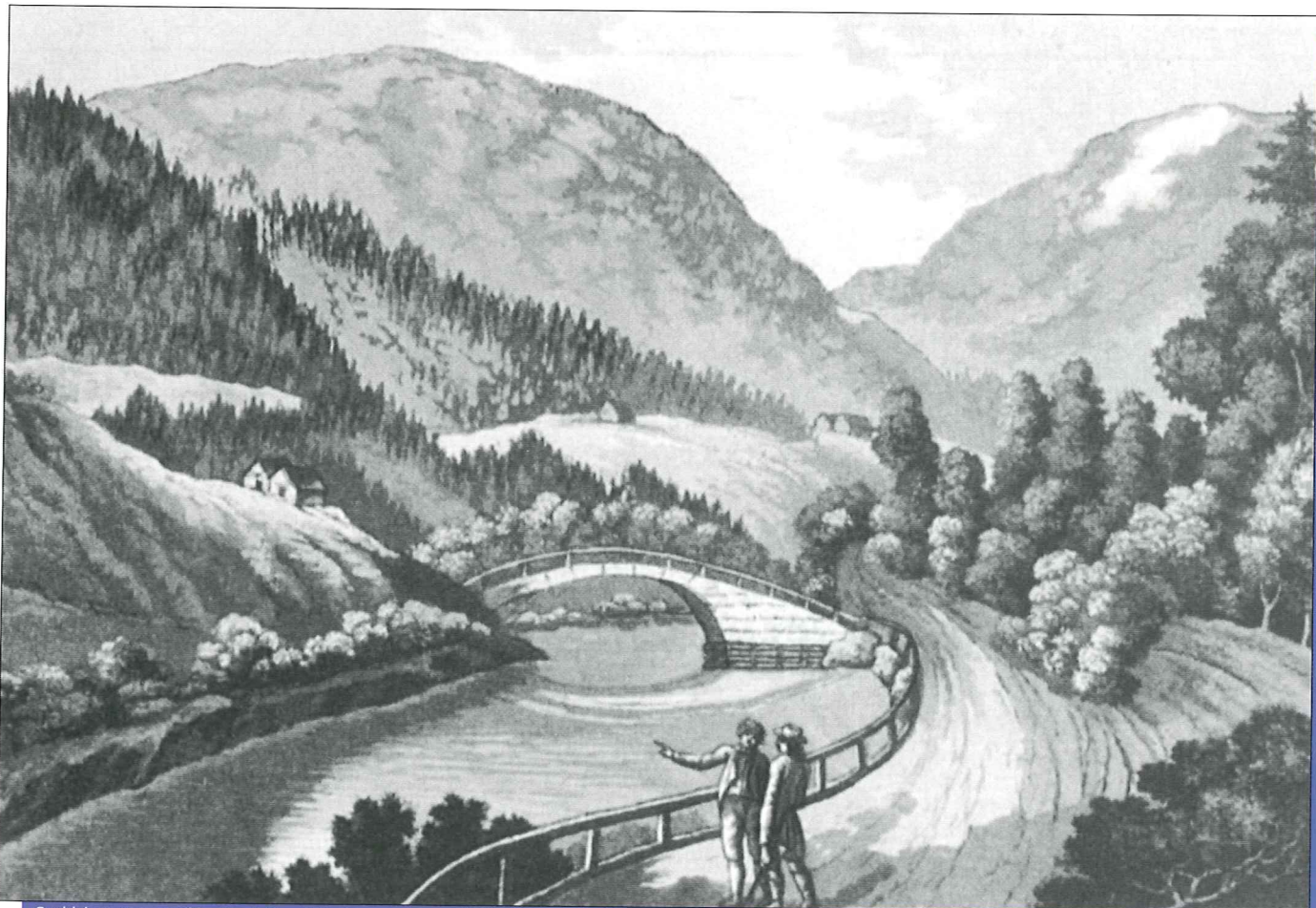
Vi har delt analysen i to deler:

- A) Dynamisk nedbørfelt klassifisering/analyse
- B) Elve-klassifisering/analyse

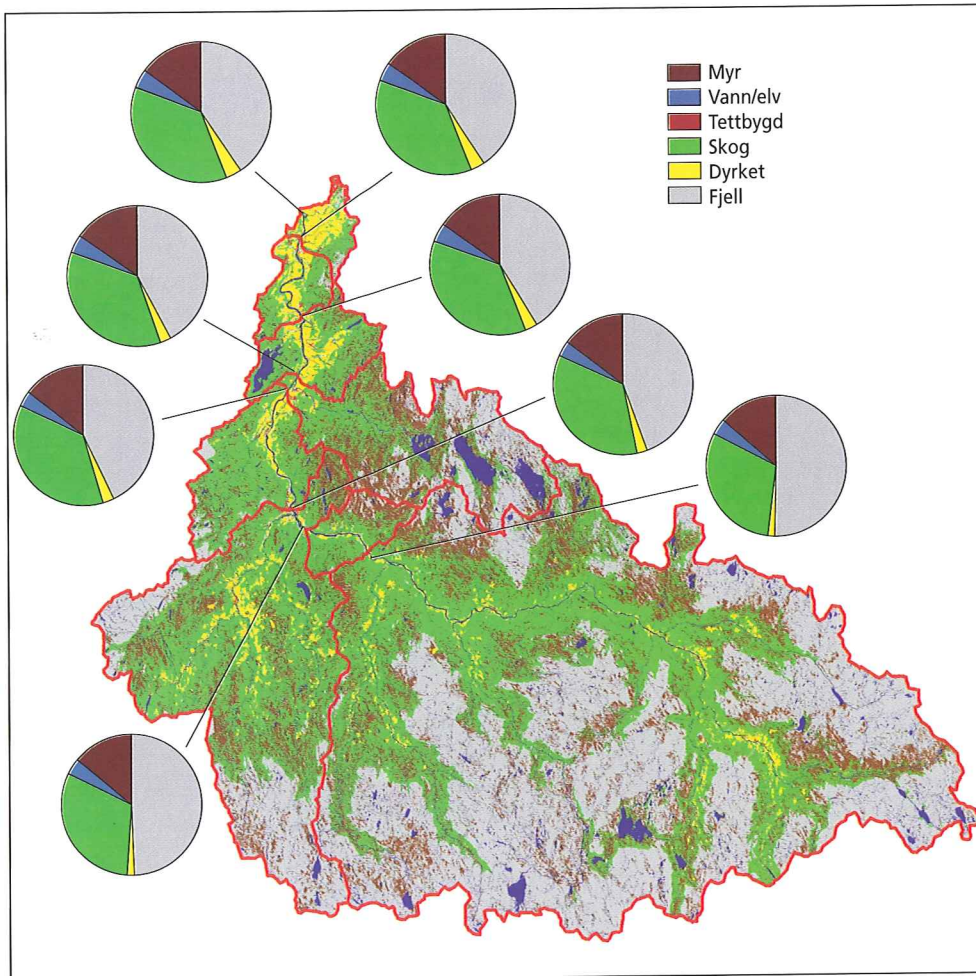
Med dynamisk nedbørfelt klassifisering/analyse mener vi at en på bakgrunn av en høydemodell kan modellere nedbørfeltet til et hvert punkt innen vassdraget. I dette prosjektet har vi gjort

dette for hele Gaulas nedbørfelt. Vi har tatt utgangspunkt i biologiske prøvestasjoner (**Figur 2.3.2**) og beregnet delnedbørfelt for disse. Disse delnedbørfeltene kan brukes for å hente annen kartinformasjon som beskriver forhold innen nedbørfeltet, og som er relevant for hver enkelt stasjon. **Figur 2.5.1** viser for eksempel fordelingen av markslag innen nedbørfeltene, noe som gir tilgang på økologisk relevant arealstatistikk innen de enkelte delnedbørfelt, eller som i figuren for den del av feltet som drenerer til stasjonen. Andre typer av slik informasjon kan være fordeling av berggrunnstyper, informasjon om løsmasseavsetninger samt fordeling av vegetasjonssoner (**Figur 2.5.2**). Videre vil relevant terrenginformasjon som høydelag, helning, eksponering, relativt relieff og lignende være lett tilgjengelig.

Med elveklassifisering/analyse mener vi at en på bakgrunn av terrengets beskaffenhet deler elvestrengen inn i nærmere definerte klasser ut fra bestemte kriterier. **Figur 2.5.3** viser terrenginformasjon og relative bredder i nedre del av Gaula.

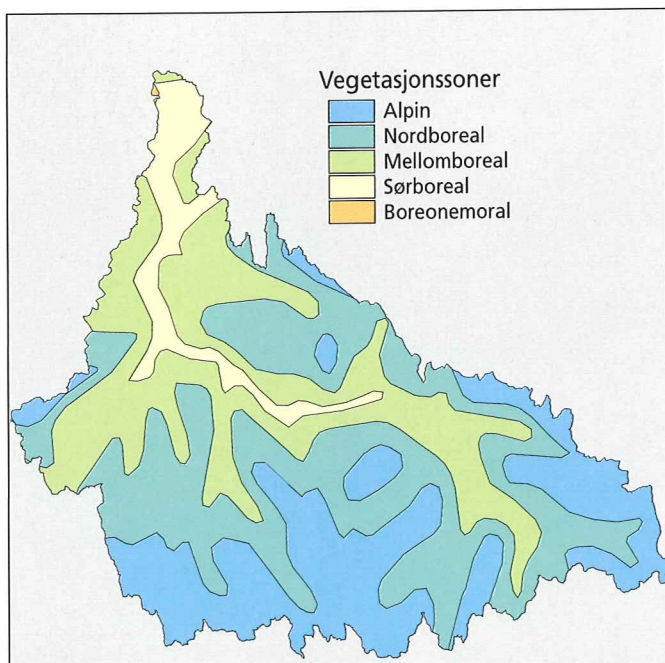


Gauldalen etter et stikk av H. A. Grosch fra begynnelsen av 1800-tallet.



Figur 2.5.1

Gaulas nedbørfelt med arealklasser (grått - fjell, grønt - skog, brunt - myr, gult - dyrket mark og blått - vann). Nedbørfeltinndeling er utført for de aktuelle prøvestasjonene i elva. Arealstatistikken er beregnet for alt areal oppstrøms hver stasjon og vist som kakediagram i figuren. Denne oversikten viser ganske like forhold for de ulike stasjonene, som dermed bør være egnet for studier av mer lokale påvirkningsfaktorer.



Figur 2.5.2

Vegetasjonssoner i Gaulas nedbørfelt. Her er det hentet inn temadata fra Moen 1998; Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. regionaliserte kartdata i grov målestokk (1:1 000 000), men som allikevel gir relevant informasjon ved en analyse av nedbørfeltets egenskaper.

Slike data gir grunnlag for å dele elva inn i ulike klasser. Ut fra plasseringen av de aktuelle prøvestasjonene, kan disse deles i fire ulike grupper:

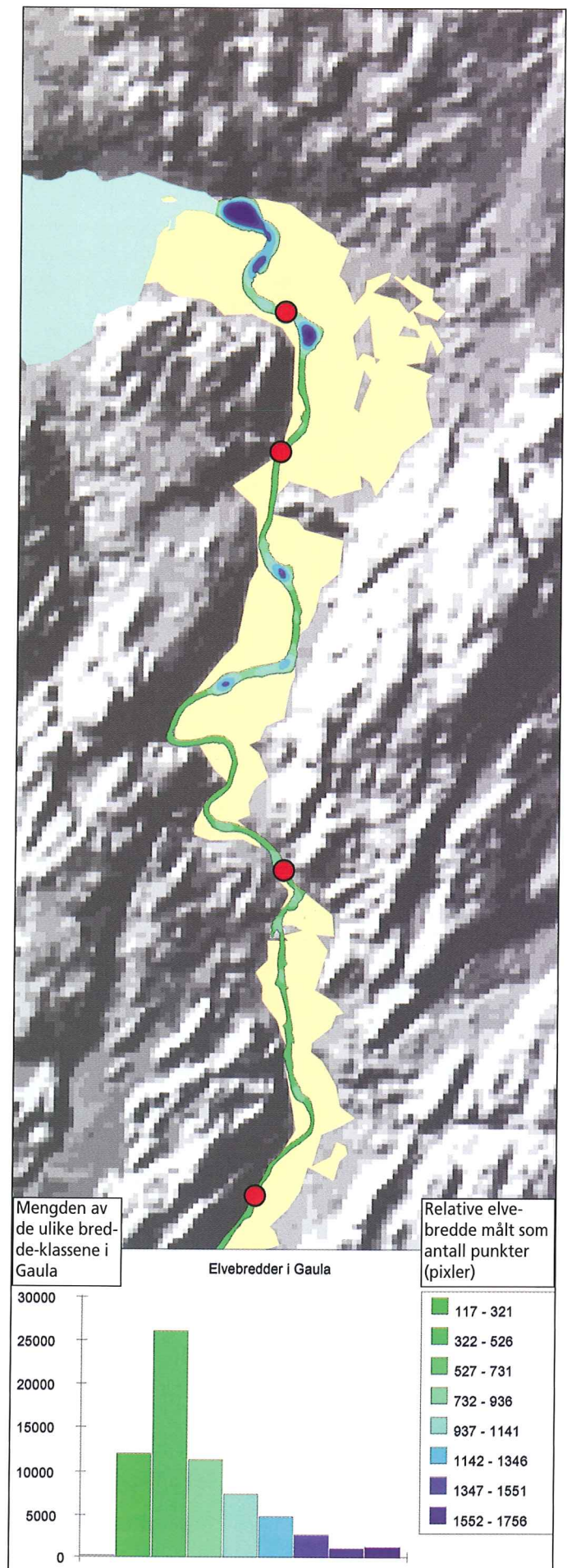
Stasjon 1	Elveslette, bred elv nær utløp
Stasjon 2, 4, 5	Kant av elveslette, smal elv, "skyggeside"
Stasjon 3, 7	"Dalklype" smal elv, brattere terreng
Stasjon 6	Smal elveslette/smål elv, intermediær.

Denne klassifikasjonen gir viktig informasjon om de økologiske forholdene ved hver enkelt prøvestasjon, og dermed om grunnlaget for artssammensetningen en finner ved biologisk prøvetaking. Klassifiseringen er svært avhengig av grad av nøyaktighet i grunnlagsdataene (skala) og krav til detaljering i undersøkelsen. Detaljeringsgraden slik den er beskrevet her, er grov sett i forhold til enkle analyser, men interessant for å etablere regionale oversikter. Det er mulig å supplere datatilgangen med satellitt eller flyfoto i en videre utvikling og å arbeide videre for å finne fram til beregninger/modeller som kan gi gode klassifiseringskriterier. Dette vil være sentrale tilnæringer i vassdragsforvaltning på forskjellig detaljeringsnivå. Denne typen bruk av GIS vil kunne være et sentralt verktøy innen etableringen og bruken av EU's vanddirektiv.

Utgangspunktet for modelleringen er digitale kart inklusive den landsdekkende DTED, digital terrengmodell fra Statens Kartverk. Denne bygger i hovedsak på høydeinformasjon fra M 711 seri-

en. Denne modellen vil i det vesentlige være egnet til studier på regionalt nivå og ned mot lokalt nivå der terrengvariasjonene er markante. På lokalt nivå vil det imidlertid som oftest være behov for mer detaljerte høydemodeller. En ny digital terrengmodell med større nøyaktighet og oppløsning ble lansert fra Staten Kartverk i år. Bruk av høydeinformasjon fra økonomisk kartverk gir mulighet for ytterligere detaljering. I enkelte spesielle tilfeller (for eksempel i forbindelse med utarbeidelse av flomsonekart) vil det kunne finnes høykvalitetsdata av denne typen. Økt presisjon i dataene er oftest et kostnadsspørsmål, og en må vurdere nytten av en slik investering opp mot gevinsten en får av å benytte mer finskala data.

Slike analysemetoder vi kort har diskutert her har en klar bruksverdi i forvaltningssammenheng så vel som i vitenskapelig analyse. Det er viktig at slike analysemetodene kommer inn som en integrert del av aktuelle prosjekter, slik at GIS-metodikken kan fungere som et "interaktivt verktøy" og ikke bare som et illustrasjonsverktøy i tillegg til biofaglig aktivitet. I tillegg til ekstrahering av relevante miljødata fra underliggende kartgrunnlag (slik vi har gjort her), vil innledende analyser av undersøkelsesområdet være verdifullt for f. eks å finne den mest optimale plassering av prøvetakings stasjoner ut fra de problemstillinger en ønsker å besvare i undersøkelsen.



Figur 2.5.3

Nedre del av Gaulas løp. Elvas bredde er målt relativt ved at elvesignaturen er gjort om til et raster (punktnett) og ved at antall elvepunkter er målt løpende i en sirkel som føres over kartbildet. Samtidig er områder med skråninger under 2 grader langs elva merket med gult. Sammen med en analyse av løpsform gir dette grunnlag for en grov klassifisering av ulike elvestrekninger som beskrevet i teksten. Ved feltkontroll og eventuell flyfotoanalyse kan kvaliteten på kartleggingen sikres og raffineres i mer detalj.

2.6

Hvilke miljøfaktorer er strukturerende

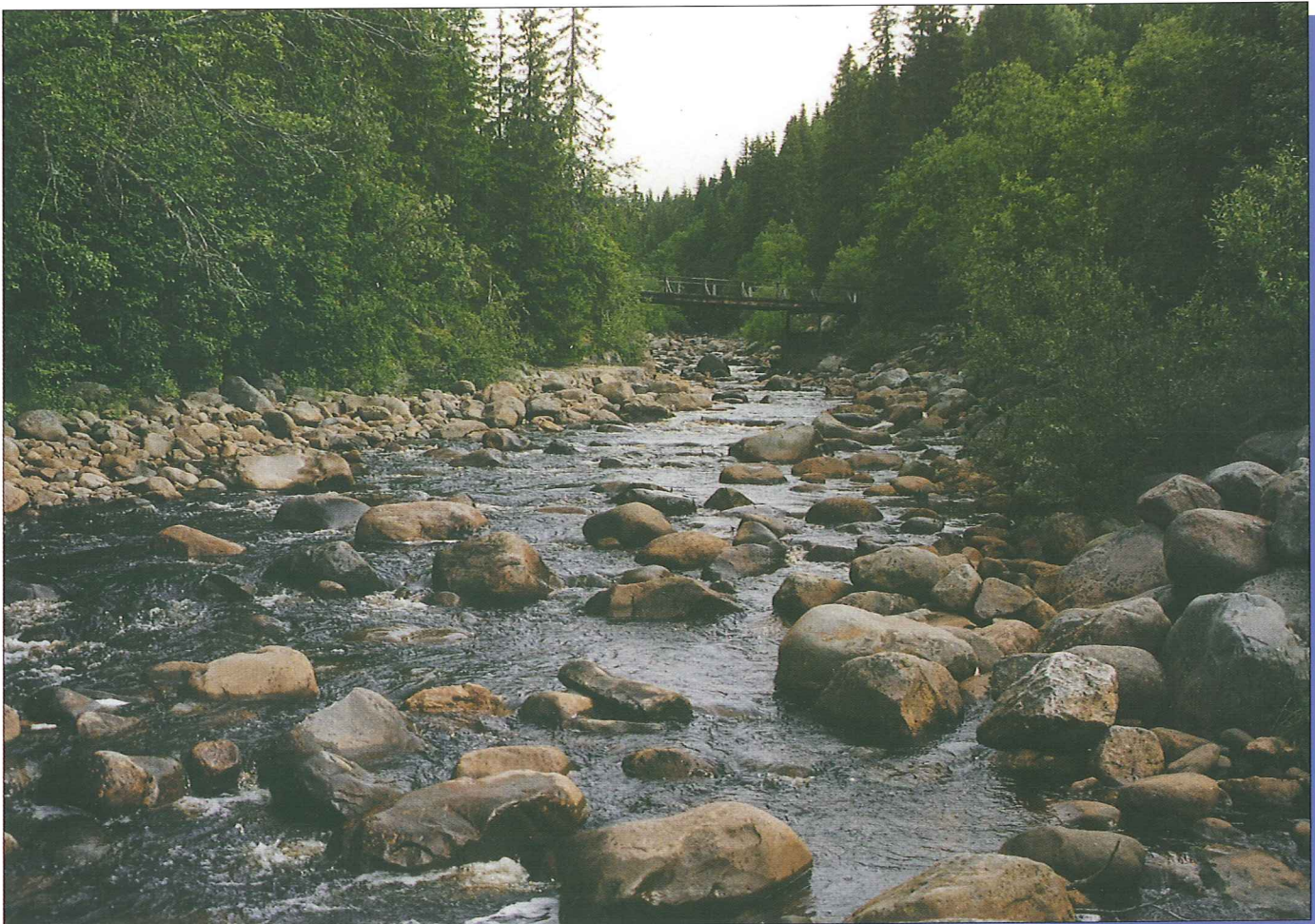
Torleif Bækken og Tom Andersen

Samvariasjon mellom forekomst av arter kan illustreres med et ordinasjonsdiagram, hvor både arter og lokaliteter er plassert inn i et felles aksesystem. Denne klassifisering- og analyse-metoden er nærmere beskrevet i en **rammeartikkel 3.1.1**.

I to eksempler har vi brukt en ordinasjonsmetode som kalles kanonisk korrespondansanalyse (CCA). Her brukes både data på artsforekomst og miljøforhold, og vektene for de enkelte artene beregnes slik at ordinasjonsaksene er best mulig korrelert med miljøvariablene. En kan da vise samvariasjonene mellom miljøvariable og ordinasjonsakser som vektorer i det samme ordinasjonsdiagrammet. Begge de to eksempel-datasettene er kjenetegnet av mange arter og mange miljøvariabler i forhold til antall stasjoner. I slike datasett kan små, tilfeldige variasjoner i miljøvariablene få store konsekvenser for tolkningen av ordinasjonen. For å minske sjansen for dette har vi redusert antallet miljøvariabler på en slik måte at informasjonsinnholdet reduseres minst mulig. Vi har gjort dette ved å gruppere miljøvariable som kan

ventes å uttrykke felles årsaksforhold, og latt hver gruppe være representert ved sine to første prinsipal-komponenter. Prinsipalkomponenter er også veide summer av underliggende variable, men i dette tilfelle er vektene valgt for å uttrykke en størst mulig andel av den totale variasjonen.

Vi identifiserte fire grupper av miljøvariabler: Vannkjemiske parametre (kode: KJE) omfatter både faktorer som reflekterer geologi og naturgrunnlag (pH, konduktivitet, farge, hovedioner, osv) og menneskelig påvirkning (totalnitrogen, totalfosfor, osv). Kartbaserte parametre (kode: GIS) omfatter faktorer som reflekterer terrenget og arealbruken (høyde over havet, midlere terrenghelning, andel myr, andel skog, osv). Substratrelaterte parametre (kode: SUB) omfatter faktorer knytter til vannhastighet, materialtransport og sorteringsgrad (andel stein, grus, sand, osv). Habitatkarakteriserende parametre (kode: HAB) omfatter aspekter ved lokaliteten som kan ha betydning som skjul eller som næringsgrunnlag for bunndyr (andel høyere vegetasjon, mose, trådformede alger, osv). For alle fire gruppene av miljøvariabler var det gjennomgående slik at de to første prinsipalkom-



Flagstadelva. Foto: Torleif Bækken.

ponentene uttrykte minst 65% av den totale variansen (ofte over 80%).

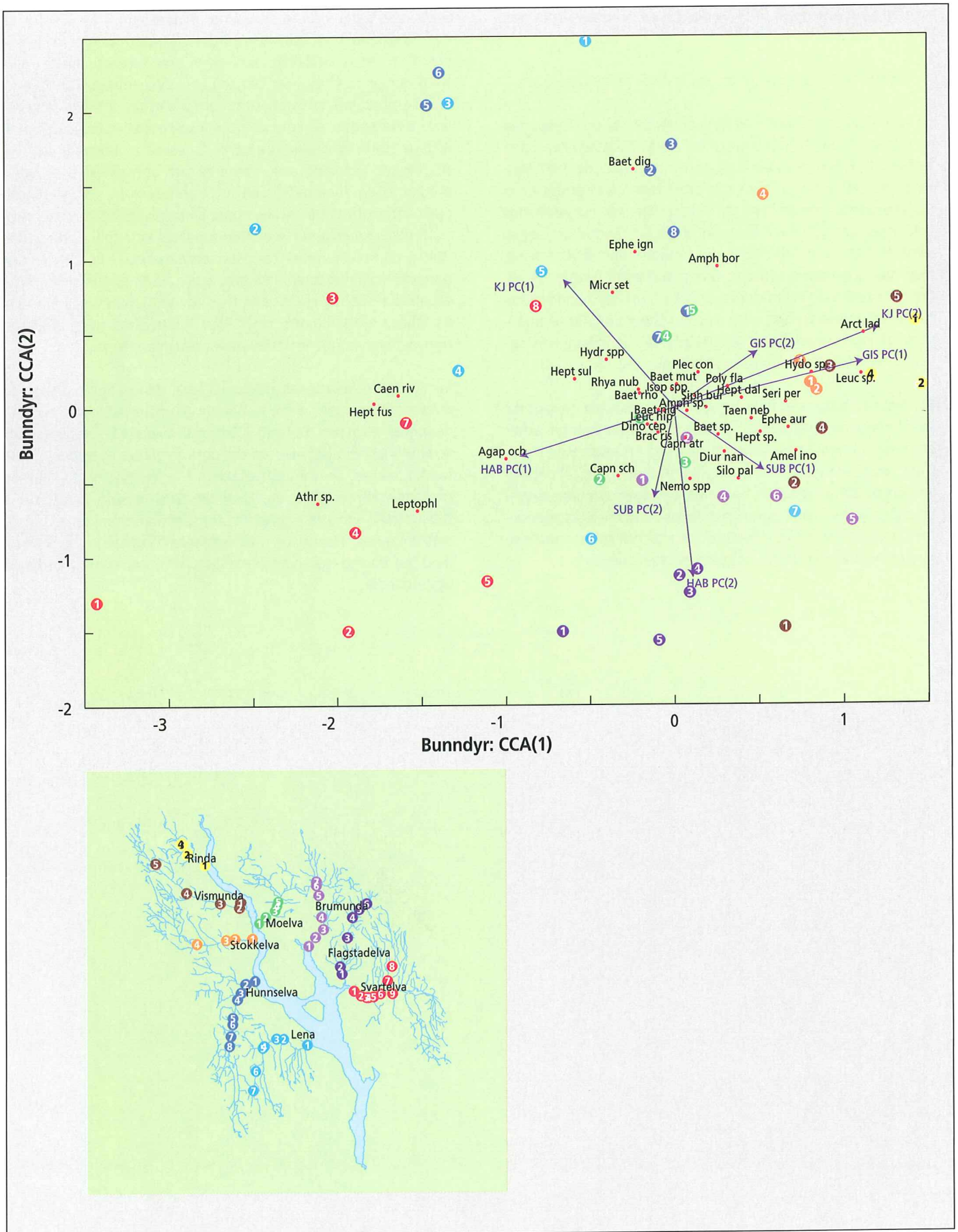
Det ble utført CCA analyse på to utvalg av bunndyrmaterialet:

1) Et materialet samlet både i stilleflytende partier og strykpartier av elvene. Analysen ble bare utført på Mjøs-materialet. Samfunnet av døgnfluer, steinfluer og vårfluer, inkludert tetthetsrelasjoner, viste her at substrat-forholdene på elvebunnen er en avgjørende strukturerende faktor. De saktestrømmende delene av elvene, med finkornet substrat, hadde en annen sammensetning av arter og andre tettheter enn strykpartiene, med mer grovkornet substrat. Statistiske tester viste at de andre parameterene i liten grad bidro til å forklare bunndyrsamfunnets sammensetning. Materialet viste imidlertid at bunndyrsamfunnene nedstrøms tettstedene var signifikant forskjellige fra et tilfeldig sammensatt samfunn.

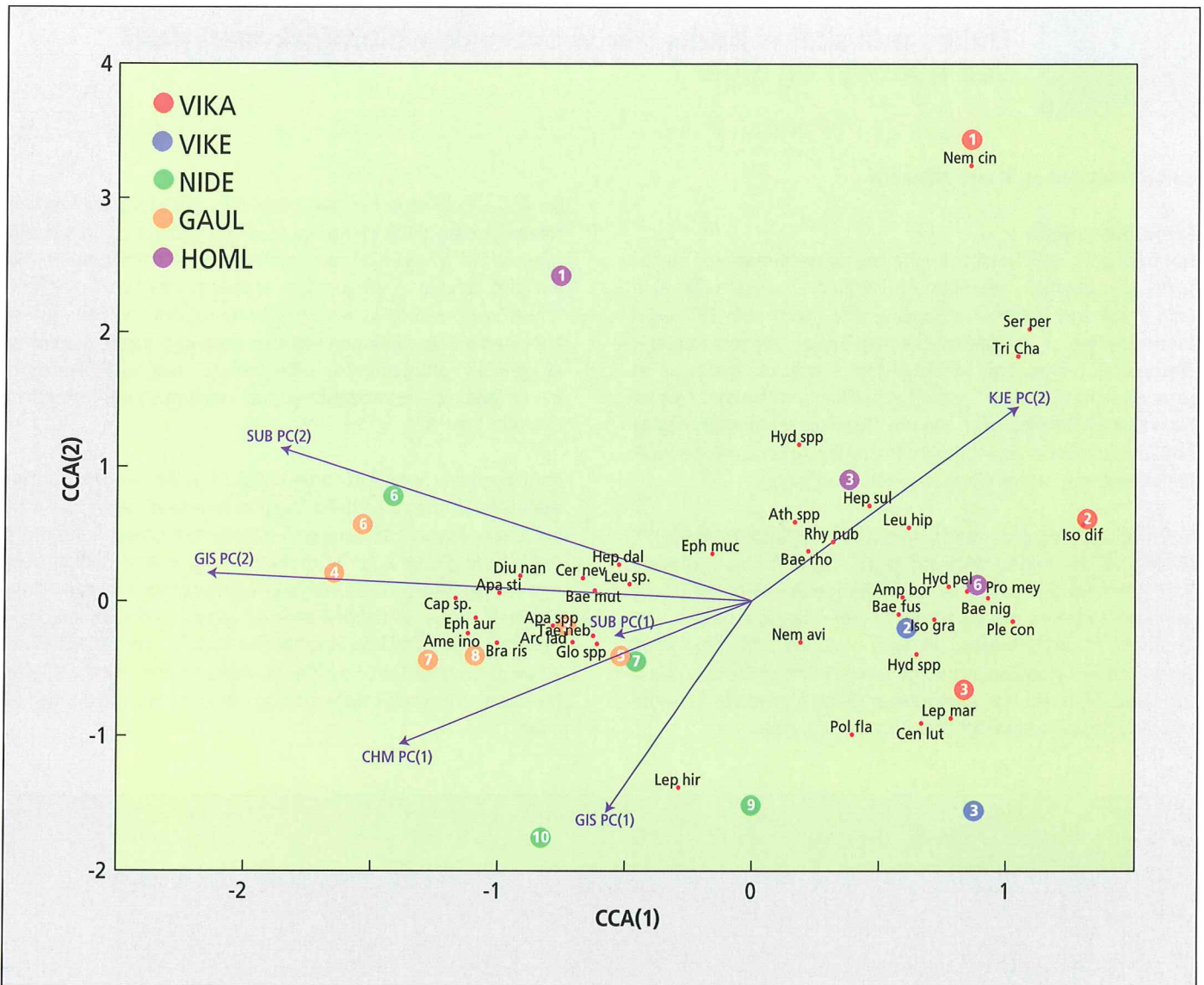
2) Et utvalg av materialet bare fra strykpartiene av elvene lagt inn som binære data (funn/ikke funn av arter). Analysen ble utført både på materialet fra Mjøsområdet og Trøndelagsområdet. Disse analysene gir et noe forskjellig resultat enn totalmaterialet. (**Figur 2.6.1** og **2.6.2**). Sammensetningen av bunnssubstratet på stasjoner i stryk-partiene er langt mindre variert enn i totalmaterialet, og er ikke vesentlig for å forklare sammensetningen av bunndyrsamfunnet på disse stasjonene.

Statistiske tester viser at sjansen er mindre enn 1 av 500 for at det mønsteret som framstår i ordinasjonsdiagrammet er framkommet ved ren tilfeldighet. Hvis vi gjør separate tester med hver variabelgruppe, viser det seg at vannkjemiske, kartbaserte eller habitatrelaterede karakterer hver for seg kan forklare forskjellen i utbredelsen av arter mellom lokalitetene, mens substratet ikke gir større forklaringsgrad enn det som framkommer ved ren tilfeldighet. Resultatet kan forklares med at materialet var ganske homogent med hensyn på substratet. Hvis en går ytterligere ned i detalj og ser på i hvilken grad en miljøvariabel forklarer noe i utbredelsesmønsteret som ikke forklares av noen av de andre (såkalt partiell kanonisk korrespondansanalyse – PCCA), er det bare vannkjemifaktoren som står igjen. De to andre forklaringsvariablene (GIS og HAB), som hver for seg kunne vises å ha en signifikant effekt på artsmangfoldet, hadde altså ingen effekt ut over det som kunne forklares av vannkjemien alene.

Samlet sett er derfor substratforholdene den viktigste strukturerende faktoren som vi må ta hensyn til ved prøvetaking og vurdering av resultater. Dersom substratforholdene endres vesentlig ved menneskelig aktivitet må det også forventes at bunndyrsamfunnet endres. Dersom prøvetakingen begrenses til strykpartier med grovkornet substrat, vil imidlertid ikke små variasjoner i substratforhold være avgjørende for sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Her vil de vannkjemiske forholdene være viktigere, og derved også vannkjemiske forurensninger fra jordbruk og tettsteder.



Figur 2.6.1
 CCC analyse på binære bunndyrdata (EPT arter, til stedelikke tilstede) i forhold til ulike miljøparametre for mjøselvene.



Figur 2.6.2

CCA analyse på binære bunndyrdata (EPT arter, til stedelikke tilstede) i forhold til ulike miljøparametre for trøndelagselvene.

2.7

Hvilke mål skal vi bruke når vi overvåker biologisk mangfold ved bunndyr og alger ?

Torleif Bækken og Kaare Aagaard

Samfunnsstruktur

Det biologiske mangfoldet i elvene kan demonstreres ved mangfoldet av døgnfluer, steinfluer og vårfluer. En enkel måte er å angi antall arter av disse gruppene, ofte angitt som EPT, etter forboksstavene i gruppenes latinske navn (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Andre måter å angi mangfold på er som diversitetsindekser, som f.eks. Shannon-Weaver indeks. Forurensningsindekser sier noe om observert sammensetning av bunndyrsamfunnet er i forhold til naturlige, lite påvirkede lokaliteter, eller om den er påvirket av forurensninger.

To enkle og vanlige forurensningsindekser for bunndyr er BMWP (Biological Monitoring Working Party), og den herav avledete ASPT (Average Score Per Taxon). Disse indeksene baserer seg på bunndyrs toleranse overfor forurensninger, særlig med tanke på organiske forurensninger, men de er også anvendbare på situasjoner med en blanding av mange forurensninger. De er ikke anvendbare på forsuring. Indeksene er enkle å anvende taksonomisk, da de bruker familier som taksonomisk nivå.

De fleste indeksene har ikke eksplisitt angitt forholdet mellom forventet naturgitt tilstand og observert tilstand i bunndyrsamfunnet. Det antas en generelt gjeldende referansesituasjon, eller en lokal referansesituasjon kan etableres i hvert tilfelle. Referansesituasjonene vil variere med hvilke regioner en befinner seg i, da artssammensetningen i elvene i utgangspunktet vil avhenge av generell naturgeografisk utbredelse, en mer lokal eller regional miljøbetinget utbredelse samt en habitatbetinget utbredelse innenfor hver elv,

Fordelingen av antall EPT-arter i Mjøsområdet viste at referanse-materialet lå i den øvre delen av totalmaterialet, det vil si at forekomsten av arter var redusert i påvirkede områder i forhold til upåvirkede (**Figur 2.7.1**). Differansen i forekomst mellom referansene og de påvirkede stasjonene angir graden av påvirkning. Generelt hadde de nedre delene av Lena og enkelte stasjoner i Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva lave EPT verdier. De høye verdiene ble registrert i de lite påvirkede elvene. Flest EPT-arter ble observert øverst i Vismunda og nederst i Brumunda med 29 arter .



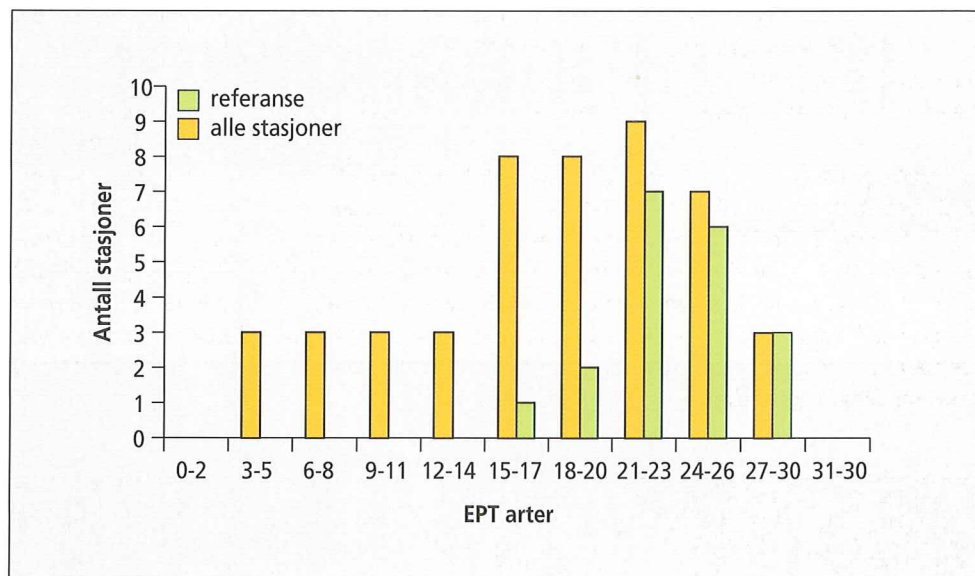
Foto: Odd Terje Sandlund.

I Trøndelagsområdet hadde de nederste, påvirkede stasjonene gjennomgående lavere antall EPT-arter enn de øvre referanselokalitetene (**Figur 2.7.2**). I de tilfelle lokalitetene var saltvannspåvirkede var også antall EPT-arter lavt. Her var det ikke mulig å skille virkningen av saltvann fra virkningen av habitatendringer eller forurensninger.

Beregninger av ASPT viser mye av det samme mønsteret som for EPT for begge områdene (**Figur 2.7.3** og **Figur 2.7.4**). Reduserte indeksverdier viser tydelig områdene som er påvirket av menneskelig aktivitet fra tettstedene og/eller jordbruket. I utløpsosene, som ofte er saltvannspåvirkede, vil ikke indeksene fungere fordi de er beregnet på ferskvannsorganismer.

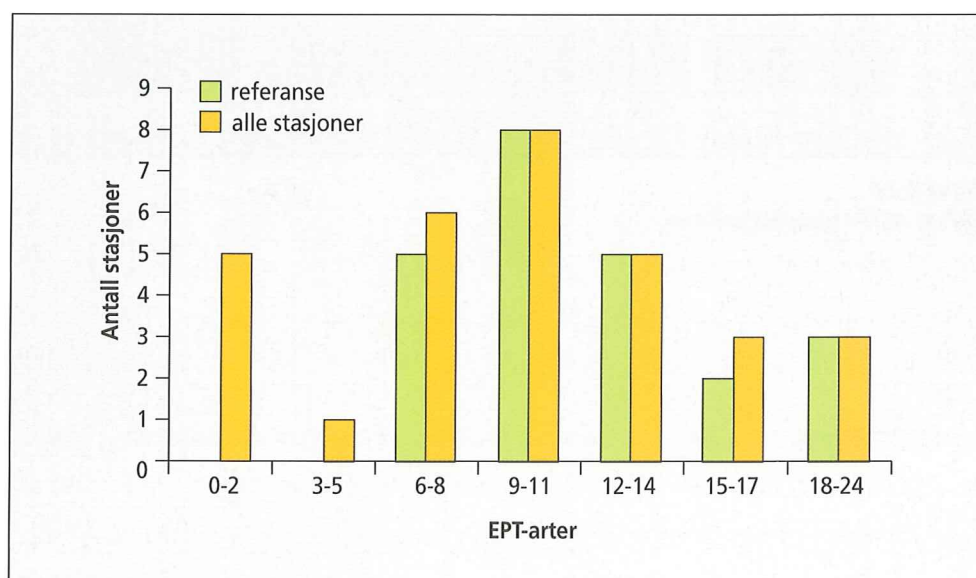
Analyse av bunndyrmaterialet ved bruk av Shannon Weavers diversitetsindeks gir et noe avvikende resultat fra de to andre metodene fordi den inkluderer dominansforholdene i samfunnene. Hovedtrenden med lave indeksverdier for betydelig påvirkede lokaliteter er imidlertid den samme for alle indeksene.

En korrelasjonsanalyse mellom indeksene i mjøsmaterialet viste at EPT, ASPT og BMWP i stor grad gir samme resultat. Shannon-Weavers diversitetsindeks derimot var i mindre grad korrelert med de tre andre, og viste andre egenskaper ved bunndyr-samfunnet.



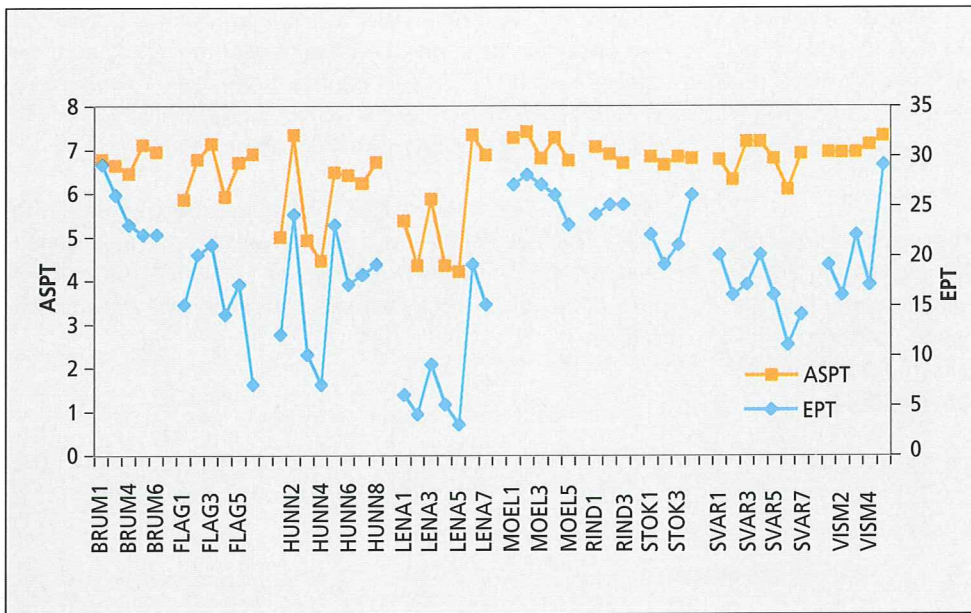
Figur 2.7.1

Fordeling av antall EPT-arter i totalmaterialet og på referansestasjonene i Mjøselvne.

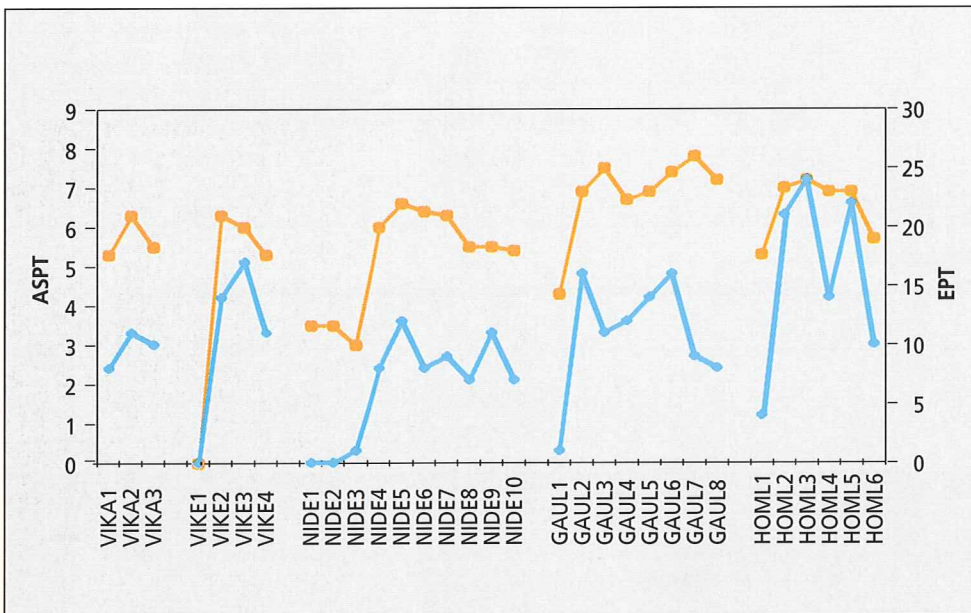


Figur 2.7.2

Fordeling av antall EPT-arter i totalmaterialet og på referansestasjonene i Trøndelagselvene.



Figur 2.7.3
EPT og ASTP i mjøselvene.



Figur 2.7.4
EPT og ASTP i trøndelagselvene.

2.8

Påvekstalger

Eli-Anne Lindstrøm

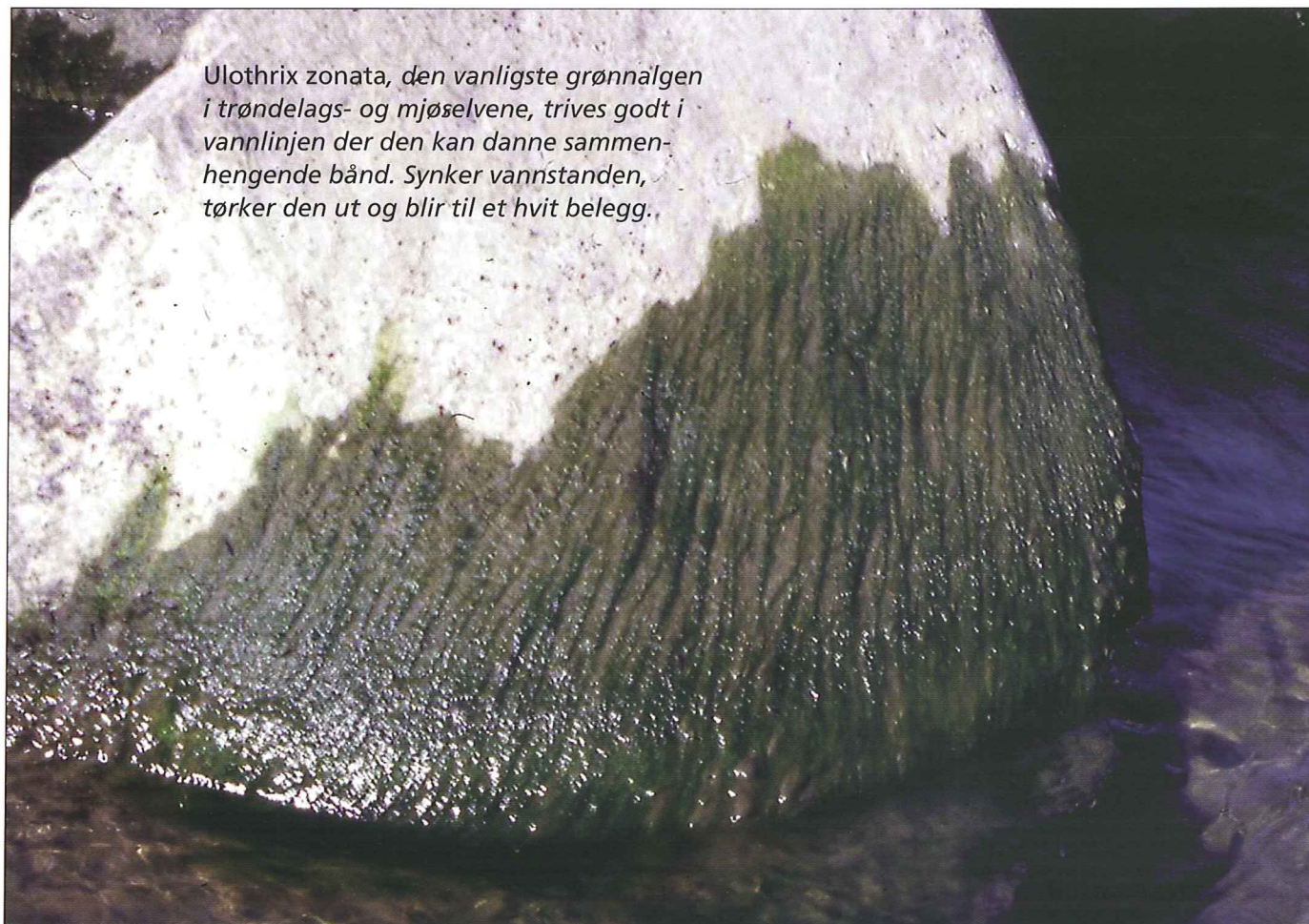
2.8.1 Nasjonal utbredelse av påvekstalger

På grunnlag av algeprøver fra ca 770 kartfestede lokaliteter var det mulig å lage kart over utbredelsen til ca 150 påvekstalger i Norge (av de ca 750 norske artene/gruppene som er registrert). Ved å kombinere disse kartene med generell kunnskap om disse algene, er det langt på vei mulig å si hva som bestemmer utbredelsen i Norge, og hvor man kan vente å finne de ulike artene. Her presenteres 3 trådformede grønnalger og 2 cyanobakterier.

Ulothrix zonata

Grønnalgen *U. zonata* har østlig til nordlig utbredelse i Norge (Figur 2.8.1). Det er nærliggende å anta at en slik utbredelse er betinget av klimatiske forhold, selv om eventuelle spredningsbarrierer også kan virke inn. *U. zonata* har imidlertid vid utbredelse også utenfor Norge, og den samlede kunnskapen tyder på at andre forhold er avgjørende for utbredelsen.

U. zonata har optimal vekst under 10 °C. Både i Norge og andre land har den størst forekomst tidlig på våren, samt gjerne en mindre forekomst sent på høsten. Den har også klare preferanser med hensyn til lys, og den trives best når natt og dag er omtrent like lange. Våre undersøkelser tyder på at verken klima eller spredningsbarrierer er avgjørende for utbredelsen mot nordøst, der vannkjemiske forhold ser ut til å være viktigst. Median pH for *U. zonata* i Norge er 7,3 og laveste målte pH der arten forekommer er 6,7. Stor forekomst får den bare når pH er 7 eller høyere. Med henvisning til den omfattende forsuringen som preger store deler av det sørlige Norge, er det kanskje nærliggende å tro at den skjeve utbredelsen skyldes forsuring. Lokalteter med pH over 7 i snitt har imidlertid så stor bufferkapasitet at de ikke blir rammet av forsuring, og hovedårsaken til den skjeve utbredelsen av *U. zonata* i Norge ligger derfor etter alt å dømme i berggrunnen. Den må være slik at den gir opphav til vann med god bufferkapasitet.



Ulothrix zonata, den vanligste grønnalgen i trøndelags- og mjøselvene, trives godt i vannlinjen der den kan danne sammenhengende bånd. Synker vannstanden, tørker den ut og blir til et hvit belegg.

Foto: Eli-Anne Lindstrøm

Microspora palustris

Utbredelsen til grønnalgen *M. palustris* er nærmest motsatt av *U. zonata* med overvekt i sørlige og sørvestlig deler av Norge (Figur 2.8.2). Arten trives i utpreget surt vann og klarer seg godt selv om pH er under 5. I vann med pH opp mot 7 er den sjelden og opptrer da bare sporadisk i små forekomster. *M. palustris* har trolig vært en "vinner" i forbindelse med den omfattende forsureningen av vassdrag i Sør-Norge. Hvorvidt overordnede klimatiske forhold også styrer utbredelsen i Norge er, så langt, ikke klarlagt.

Klebshormidium rivulare

En tredje grønnalge *K. rivulare* har liknende utbredelse som *M. palustris* (Figur 2.8.3). *K. rivulare* trives i noe surt vann, men forsvinner når pH blir under ca 5,3. Den reagerer imidlertid positivt på kalking og er reetablert i mange vannforekomster på Sør- og Sørvestlandet etter at disse ble kalket. Forekomst i vann med noe høyere pH, samt reetablering på kalkede lokaliteter, er trolig hovedårsak til at *K. rivulare* er videre utbredt enn *M. palustris*.

Nostoc parmelooides

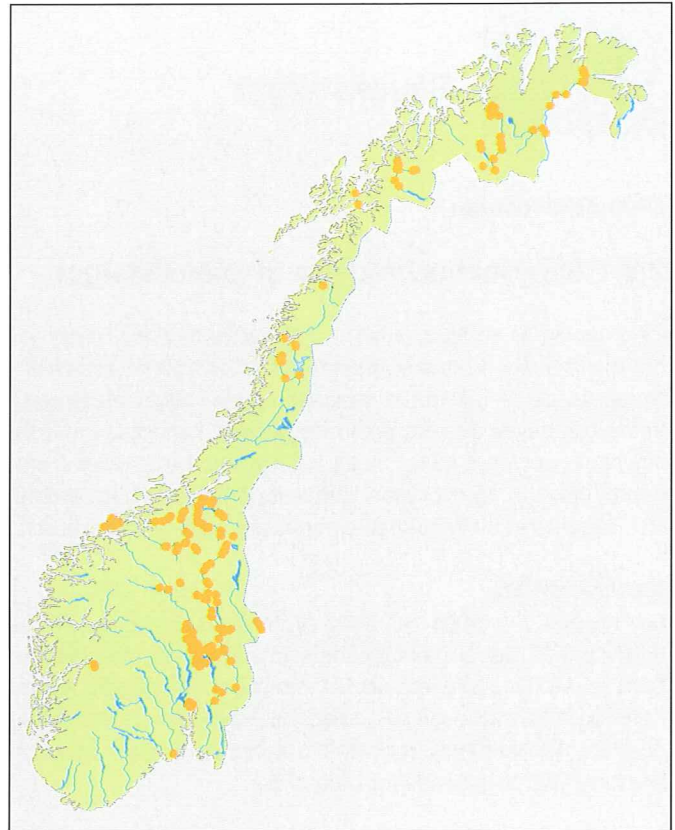
Cyanobakterien (blågrønnalgen) *N. parmelooides* er registrert på totalt 8 lokaliteter fra Altavassdraget i nord til Moelva (Mjøsoområdet) i sør (Figur 2.8.4). Felles for alle funnstedene er høyt innhold av total fosfor (>10 µg/l), målbart innhold av fosfat fosfor, i perioder meget lavt innhold av løst uorganisk nitrogen (<10 µg/l) og høyt innhold av kalsium (>5 mg/l). En slik vannkvalitet er uvanlig såvel i Norge som i andre land, og kan forklare den meget sparsomme utbredelsen. Kunnskapen om påvekstalgene i Norge har tidligere vært så liten at de ikke er behandlet i oversikten over truede/verneverdige arter. *N. parmelooides* burde imidlertid være en klar rødliste-kandidat, dels på grunn av de spesielle vannkjemiske forholdene og den sparsomme forekomsten, og dels fordi økende innhold av løst uorganisk nitrogen i vannet anses som en trusselfaktor for arten.

Stigonema mamillosum

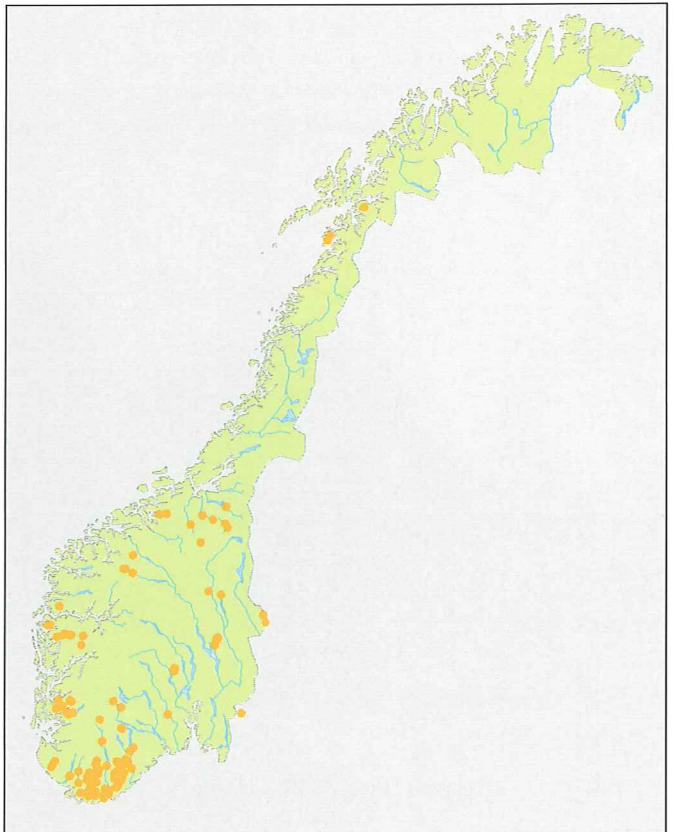
Cyanobakterien *S. mamillosum* (Figur 2.8.5) trives på lokaliteter med helt annen vannkemi enn *N. parmelooides*. Felles for alle *S. mamillosum* lokalitetene er lavt innhold av total fosfor (<7 µg/l), knapt målbart innhold av fosfat fosfor, lavt innhold av total nitrogen, men ingen klare begrensinger i forhold til innhold av løst uorganisk nitrogen, samt lavt innhold av kalsium (<5 mg/l). *S. mamillosum* er svært sjelden i sydligere deler av Europa, og i Nord Amerika er den bare observert i barskogsområdet (boreal sone) og på tundraen. Forskjellen i utbredelse i Norge og disse områdene er så markert at det er nærliggende å tenke seg at overordnede klimatiske forhold, eventuelt spredningsbariærer styrer utbredelsen, i tillegg til vannkjemiske forhold.

2.8.2 Lokal utbredelse i mjøselver og trøndelagselver

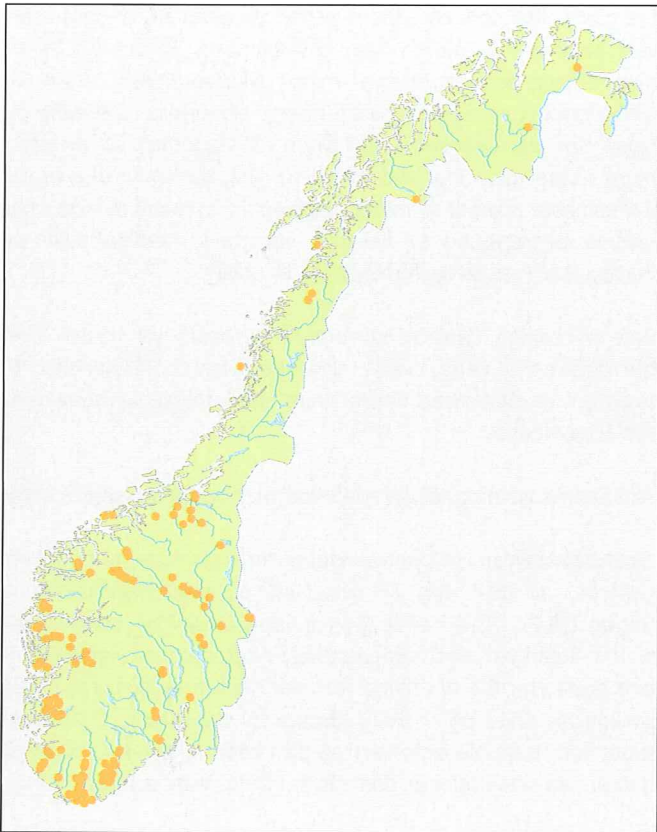
Utbredelsen av de ovenfor omtalte algene i mjøselvene og trøndelagselvene stemmer med det nasjonale bildet. I begge områder gir berggrunnen opphav til overveiende høyt kalsiuminnhold og høy pH. Det er ikke overraskende at grønnalgen *Ulothrix zonata* var en av de vanligste algene i begge områdene, registrert på 53 lokaliteter av totalt 80 undersøkte steder i områdene.



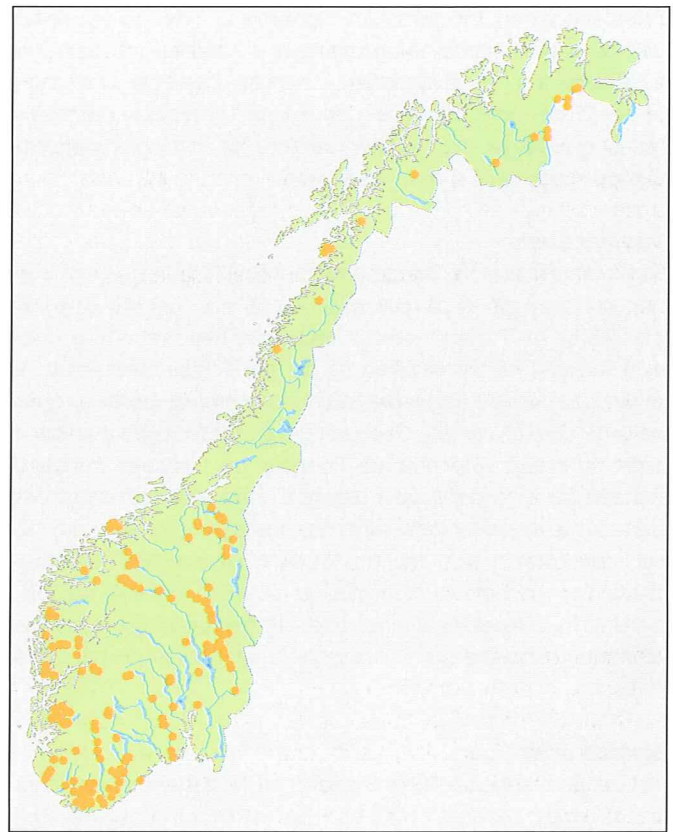
Figur 2.8.1
Utbredelse av grønnalgen *Ulothrix zonata* i Norge.



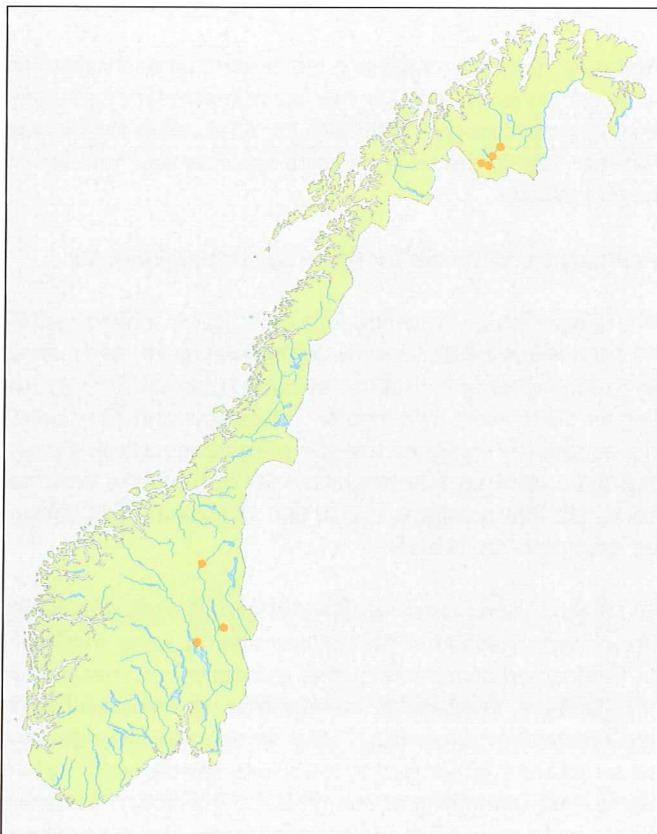
Figur 2.8.2
Utbredelse av grønnalgen *Microspora palustris* i Norge.



Figur 2.8.3
Utbredelse av grønnalgen Klebshormidium rivulare i Norge.



Figur 2.8.5
Utbredelse av cyanbakterien Stigonema mamillosum i Norge.



Figur 2.8.4
Utbredelse av cyanbakterien Nostoc parmelooides i Norge.

Arten forekom ikke på lokaliteter med pH under 7. Grønnalgen *Microspora palustris* var på den annen side sjelden og ble bare funnet i den sure delen av Flakstadelva i Mjøsområdet.

Klebshormidium rivulare, som heller ikke trives særlig godt i vann med høy pH, ble bare funnet øverst i Brumunda (Mjøsområdet) og øvre deler av Nidelva (Trøndelag).

Nostoc parmelooides hadde påfallende stor forekomst på 2 lokaliteter i Moelva (Mjøsområdet). Nærmere studier av vannkjemiske forhold viste at disse var like spesielle som de øvrige *N. parmelooides* lokalitetene i Norge. *Stigonema mamillosum*, som nasjonalt er registret på flere lokaliteter enn *Ulothrix zonata* (221 mot 209), ble kun registret på 8 av totalt 80 lokaliteter, 6 i Mjøsområdet og 2 i Trøndelag. Alle *S. mamillosum* lokaliteter var i øvre deler av vassdrag med lavt nærings- og kalsiuminnhold, slik man skulle vente utfra artens preferanse for næringsfattige forhold.

Vannkjemiske forhold er meget viktige for påvekstalgenes utbredelse i tillegg til de overordnede klimaforholdene som alltid vil være styrende for artenes utbredelse.

2.8.3 Lokal variasjon i mjøselvene

I de 9 mjøselvene samlet vi inn påvekstalger på 50 forskjellige lokaliteter høsten 1998.

Det ble registrert 135 taksa (arter/grupper av arter) av påvekstalger: 69 cyanobakterier, 44 grønnalger, 10 rødalger, 1 brunalge, 1 gullalge og 10 makroskopisk synlige kiselalger. Artsantall innen de tre vanligste og best undersøkte gruppene; cyanobakterier, grønnalger og rødalger, varierte fra 5 på nest nederste stasjon i Lena til 30 øverst i Vismunda.

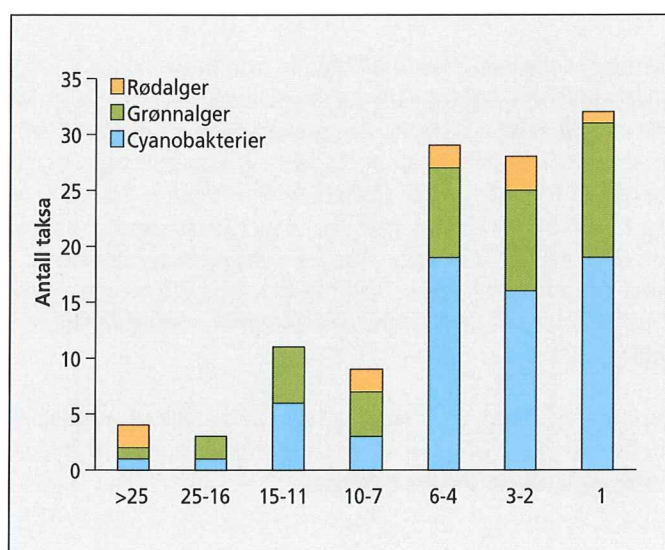
Vanlige arter

Bare et fåtall taksa ble registrert på mer enn 25 (50%) av stasjonene, og tilsvarende få på mellom 25 og 16 stasjoner (**figur 2.8.6**). Av 7 taksa med stor utbredelse (registrert >16 ganger) er 6 vanlige i norske vassdrag og har felles trekk med hensyn til økologiske forhold (cyanobakterien *Homoetohrix janthina*, grønnalgene *Ulothrix zonata*, *Oedogonium d* og *Mircrospora amoena*, samt rødalgene *Chanthransia hermanii* og *Lemanea fluviatilis*). Bortsett fra *H. janthina* og muligens *C. hermanii*, som bare trives dersom næringsinnholdet i vannet er noe høyt, lever de andre i såvel næringsfattig som næringsrikt vann. Avgjørende for utbredelsen er vannets bufferkapasitet (kalsium-innhold og pH). Bortsett fra *L. fluviatilis* er ingen tolerante for forsuring og de minst tolerante (*U. zonata* og *M. amoena*) forsvinner når pH går under 7,0.

Sjeldne arter

Påfallende mange taksa ble registrert på få stasjoner. Arter registrert få ganger ser også ut til å ha felles trekk med hensyn til utbredelse og økologiske forhold. Dette er særlig tydelig for de cyanobakteriene som bare er registrert én gang. Erfaringer fra norske vassdrag og annen tilgjengelig informasjon tilsier at mange er:

- sjeldne (*Rhabdodema irregulare*, *Hydrococcus cesatii*, *Gloeocapsa granosa*)
- begrenset til nordlige deler av Europa og/eller klare fjellelver (*H. cesatii*, *Xenococcus keneri*, *Gloeotheca membranacea*, *Scytonematopsis starmachii*, *Calothrix ramenskii*)
- opptrer i oligo- til ultranæringsfattige vannforekomster (*C. ramenskii*, *S. starmachii*, *Phormidium hetropolare*, *Homoeothrix varians*)



Figur 2.8.6
Antall taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger registrert 1 gang, 2-3 ganger, 4-7 ganger osv. på 50 stasjoner i mjøselvene.

For grønnalger som bare ble registrert en gang er det også overvekt av arter som trives i næringsfattig vann (*Binuclearia tectorum*, *Coleochaeta scutata var minor*, *Mougeotiopsis calospora*, *Klebshormidium rivulare*, *Schizoclamys gelatinosa*, *Zygnema b*). Noen har klar overvekt i surt vann (*B. tectorum*, *K. rivulare*), mens andre forsvinner ved forsuring (*Drapharnaldia glomerata*, *Coleochaete scutata f. minor*, *Zygnema b*). Hvorvidt noen har samme begrensning til fjellelver eventuelt nordlige deler av Europa, som en del cyanobakterier, er uklart.

Bare en rødalge, *Batracospermum cf. turfocum*, var sjelden. Den ble registrert en gang, øverst i den sure delen av Flakstadelva. *B. turfocum* er ellers svært vanlig i sure noe humøse vannforekomster i Sør-Norge.

Artssammensetning: påvirkede lokaliteter og referanselokaliteter

Cyanobakterier. 34 cyanobakterier forekom bare på en lokalitetstype, av disse ble 27 observert på referanselokalitetene (**Figur 2.8.7**). Disse hadde stort innslag av sjeldne taksa (registrert 1-3 ganger). Dette understreker at de sjeldne cyanobakteriene prefererer lite påvirkede forhold. Mange av dem har smale økologiske nisjer og er trolig sårbare for påvirkning. Cyanobakterier som bare ble observert på påvirkede lokaliteter, hører på den annen side til slekter som trives i forurensingsbelastet vann.

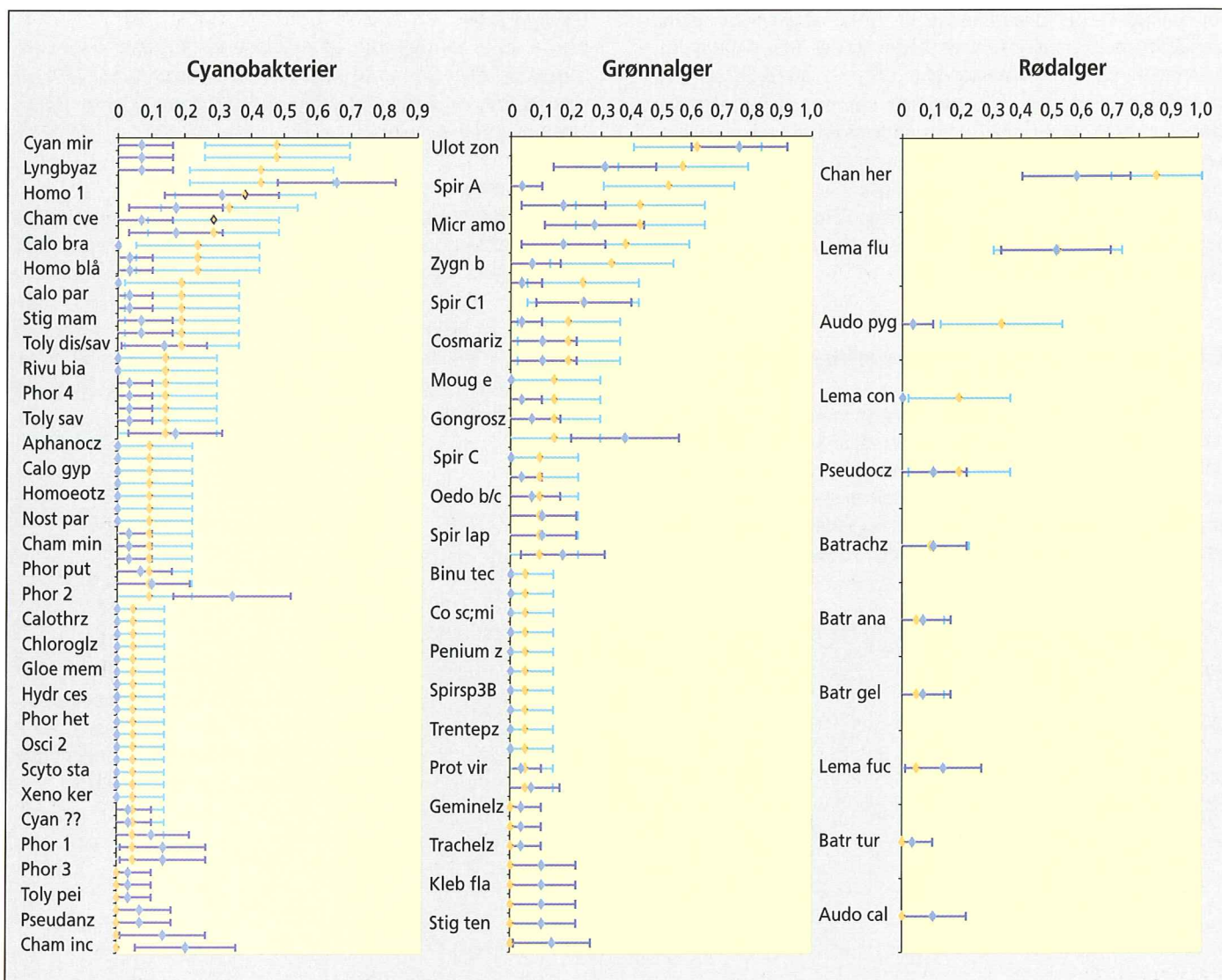
Grønnalger. Av 20 grønnalger som bare forekom på en lokalitetstype, ble 12 observert på en av referanselokalitetene. I likhet med cyanobakteriene var de fleste i referansegruppen sjeldne: registrert bare en gang. Grønnalger som bare ble registrert på påvirkede lokaliteter, hadde jevnt over videre utbredelse enn referansegruppen.

Rødalger. Bare 2 av rødalgene ble registrert på en lokalitet, og innslaget av sjeldne taksa var ikke like stort som for cyanobakteriene og grønnalgene. Mjøsområdet har etter norske forhold mye rødalger. Det skyldes trolig en kombinasjon av høyt kalsium- og humusinnhold.

Artsmangfold: påvirkede lokaliteter og referanselokaliteter

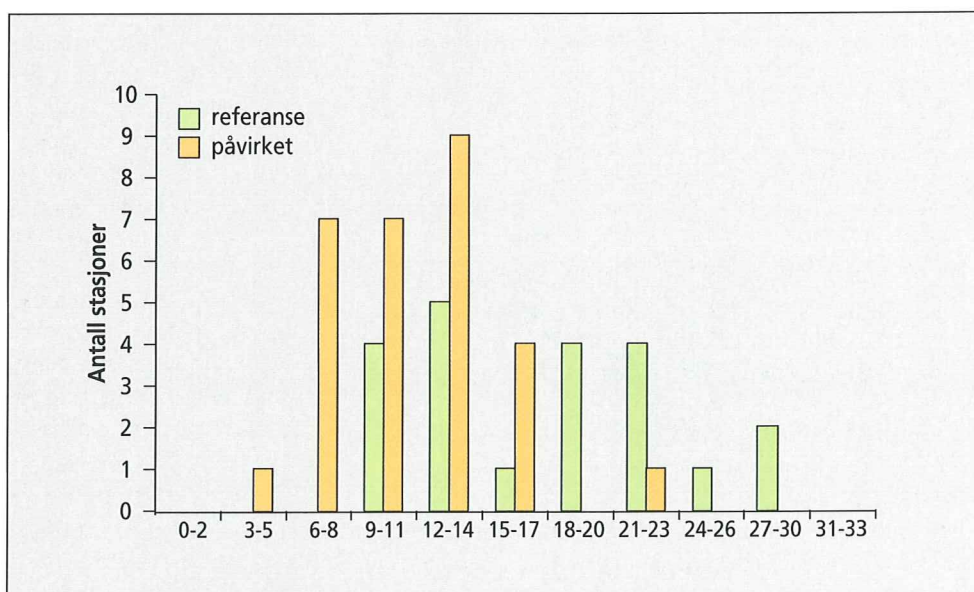
Fire referansestasjoner hadde forholdsvis lavt mangfold med 9-11 taksa (**Figur 2.8.8**). To av disse (i Moelva) hadde høyt innhold av fosfor, hvilket fører til at mange elvelevende påvekstalger forsvinner. De to andre (i Brumunda), hadde høyt innhold av bakterier og rester av organisk materiale, trolig fra et sagbruk som antakelig har redusert arts mangfoldet. Ser man bort fra disse fire, hadde alle referansestasjoner mer enn 12 taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger.

En stasjon i Vismunda er karakterisert som påvirket, men hadde likevel høyt mangfold av påvekstalger med 22 taksa. Stasjonen, er karakterisert som påvirket fordi den ligger i et område med mye jordbruk. Innholdet av næringsalter var imidlertid lavt og artsinventaret av påvekstalger tilsier en rik, men ikke mye forurenset lokalitet. Jordbruksaktiviteten synes således ikke å ha hatt nevneverdig innvirkning på mangfoldet. Ser man bort fra denne, hadde ingen av de påvirkede stasjonene over 17 taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger.



Figur 2.8.7
 Fordeling av cyanobakterier, grønnalger og rødalger på påvirkede lokaliteter (blå) og referanselokaliteter (orange) i mjøselver.

Figur 2.8.8
 50 stasjoner i mjøselvene (21 definert som referanser og 29 som påvirket) fordelt etter antall taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger.



For mange er det overraskende at cyanobakterier har størst mangfold på referanselokalitetene (**Figur 2.8.9**). Den ensidige fokuseringen på problematiske ofte gift- og luktproduserende masseforekomster av cyanobakterier, har gitt denne gruppen ufortjent dårlig renommé. Tallrike undersøkelser viser at cyanobakterier er en særdeles viktig del av påvekstsamfunnet i næringsfattige lokaliteter. Mange av disse har stort innslag av nitrogenfikserende arter (vist med orange i **Figur 2.8.9**), hvilket i seg selv er en god indikasjon på lavt innhold av løst uorganisk nitrogen i vannet.

2.8.4 Lokal variasjon i trøndelagselvene

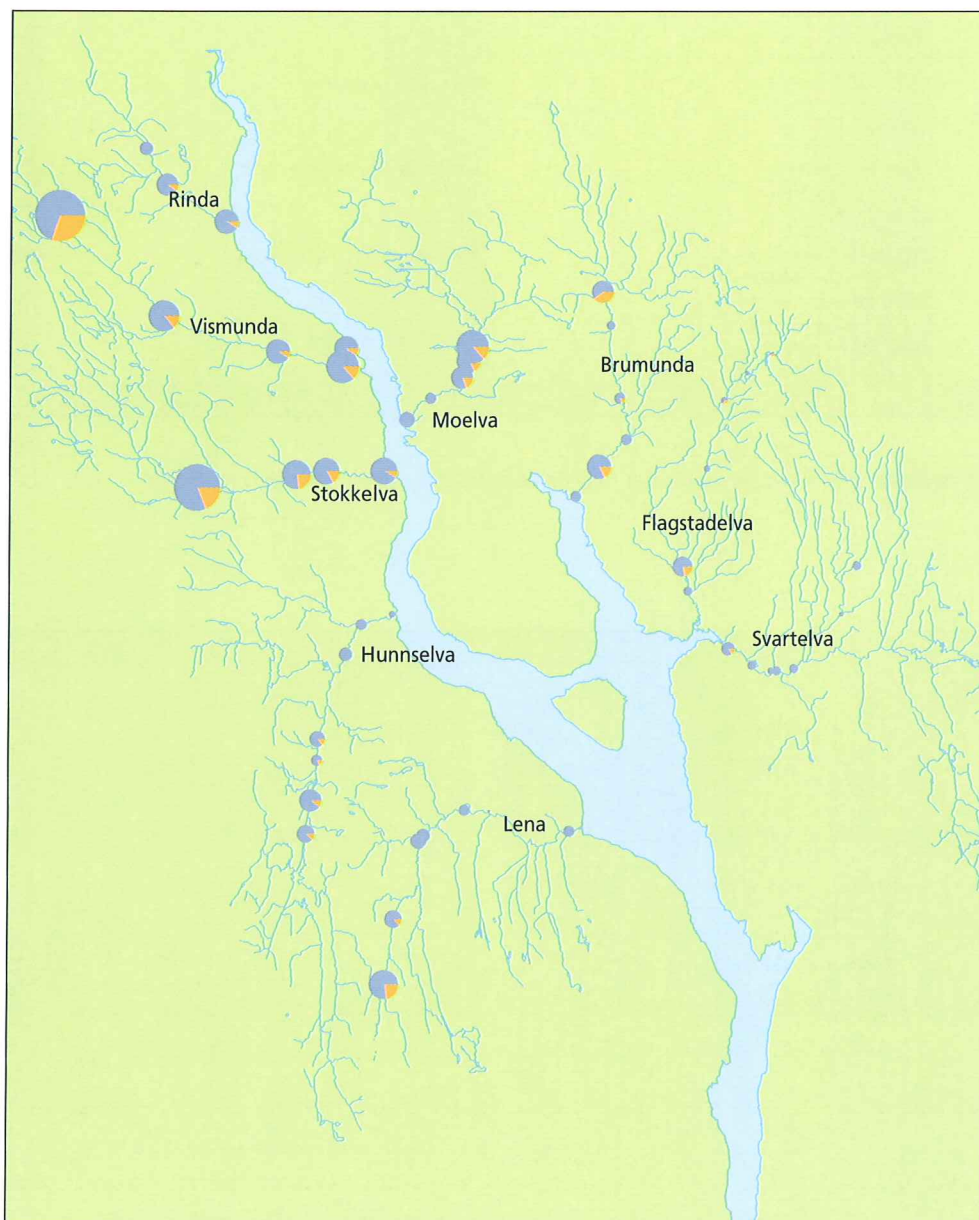
Påvekstalger i 5 elver i Trøndelagsområdet ble innsamlet på 30 lokaliteter høsten 1998. Det ble registrert 79 taksa fordelt på 26 cyanobakterier, 34 grønnalger, 5 rødalger, 1 gulgrønnalge og 9 makroskopisk synlige kiselalger. Antall taksa per stasjon innen gruppene cyanobakterier, grønnalger og rødalger, varierte fra 1 på nederste stasjon i Vikelva til 21 øverst i Homla.

Vanlige arter

Bare 5 taksa ble registrert på mer enn 11 (30%) av stasjonene (**figur 2.8.10**). I likhet med mjøselvene var *Ulothrix zonata* klart vanligst. De andre hyppig forekommende algene er også vanlige i Norge og har vid toleranse for næringssalter.

Sjeldne arter

Også i trøndelagsmaterialet var det påfallende mange sjeldne taksa; 62% av cyanobakteriene, 66% av grønnalgene og 60% av rødalgene ble registrert på 1-3 (<10%) av lokalitetene. I Trøndelag var det færre sjeldne cyanobakterier enn i Mjøsområdet. Årsaken kan være at færre upåvirkede lokaliteter ble undersøkt i Trøndelag. I tillegg kan det lavere antallet skyldes naturgeografiske forhold med generelt lavere mangfold i den undersøkte delen av Trøndelag.



Figur 2.8.9

Mangfold av cyanobakterier i mjøselvene. Sirkene viser relativt mangfold i forhold til stasjonen med størst mangfold. Innslag av nitrogenfikserende arter angitt med orange.

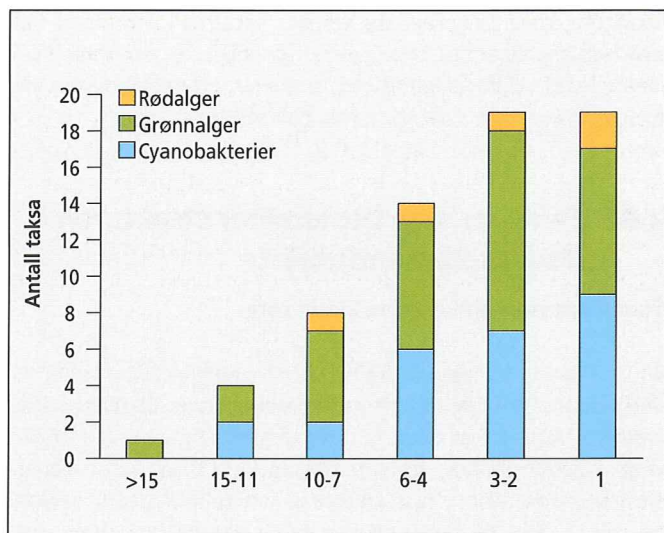
Artssammensetning: påvirkede lokaliteter og referanselokaliteter

I Trøndelag var det stort innslag av taksa som bare ble registrert på referanselokaliteter: 14 av 17 cyanobakterier, 15 av 17 grønnalger, og 5 av 6 rødalger (Figur 2.8.11). Referansgruppen av cyanobakterier og grønnalger bestod i hovedsak av arter som vanligvis påtreffes i lite påvirket vann, men innslaget av utpreget næringsfattige arter var mindre enn ved Mjøsa. Referansgruppen av rødalger var, som ved Mjøsa, ikke spesielt knyttet til næringsfattig vann.

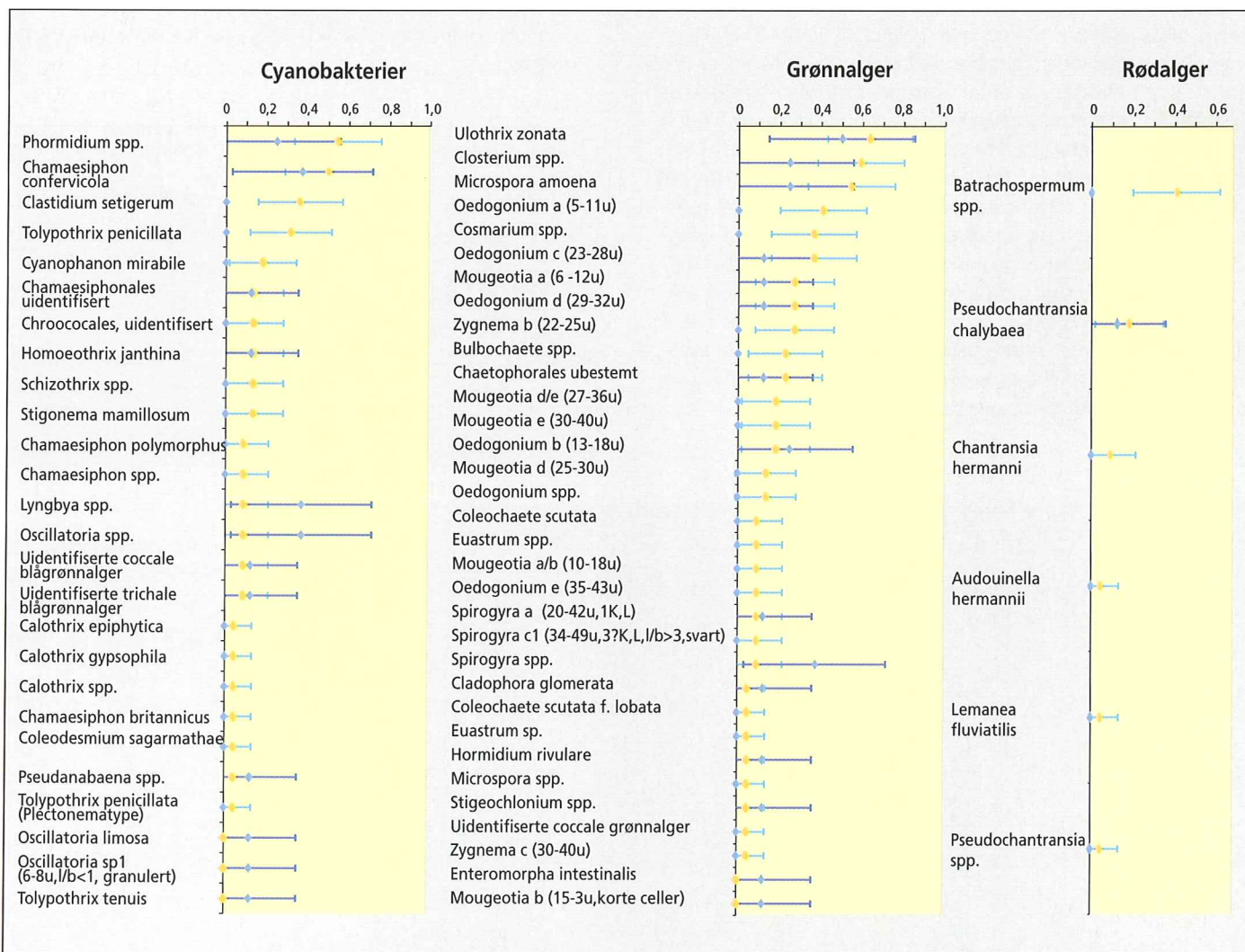
Artsmangfold: påvirkede lokaliteter og referanselokaliteter

Trøndelagselvene ga samme resultat som mjøselvene når referanselokaliteter og påvirkede lokaliteter fordeles etter antall taksa per stasjon (Figur 2.8.12). Begge kategorier var tilnærmet normalfordelte og referanselokalitetene hadde klart høyere mangfold enn påvirkede lokaliteter.

Trøndelagselvene hadde større innslag enn mjøselvene av lokaliteter med få arter. Dette skyldes blant annet større innslag av



Figur 2.8.10 Antall taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger registrert 1 gang, 2-3 ganger, 4-7 ganger osv. på 30 stasjoner i trøndelagselvene.



Figur 2.8.11

Fordeling av cyanobakterier, grønnalger og rødalger (nederst) på påvirkede lokaliteter (blå) og referanselokaliteter (orange) i trøndelagselver.

lokaliteter med finkornet og ustabil substrat i Trøndelag, en substrattype lite egnet som substrat for påvekstalg. Noen lokaliteter hadde dårlige lysforhold, andre var sjøvannspåvirket og forurensningen var i tillegg massiv på enkelte stasjoner.

2.8.5 Faktorer som bestemmer strukturen i påvekstalgensamfunnet

Tom Andersen og Eli-Anne Lindstrøm

En CCA-analyse (**Figur 2.8.13**) viser at vannkjemiske forhold er den faktoren som er viktigst for artsutbredelsen. Blant de vannkjemiske variabler er kalsium, elektriske ledningsevne (konduktivitet), nitrogeninnhold og surhetsgrad (pH) viktig for forekomsten av påvekstalg. Disse faktorene kan dels knyttes til geologi og dels til jordbruk og befolkningsentra. Derne er helningsvinkel i øvre del av nedbørfeltet og vannets innhold av humus/forfor viktig.

2.8.6 Bruk av påvekstalg i miljøundersøkelser

Denne undersøkelsen har gitt noen holdepunkter for å karakterisere referansetilstanden for påvekstalg. Ved prøvetaking er det lagt to forutsetninger til grunn: prøvene må tas i strykpartier med strømhastighet >25 cm/sek og i et område med nok lys til å opprettholde en rimelig primærproduksjon. Prøveområdet kartlegges med vannkikkert, og mengden av synlige påvekstalg vurderes subjektivt. Algene kan ha ulikt utseende, f.eks. et geléaktig brunt belegg (ofte kiselalger), grønne tråder (oftest grønnalger) eller mørkegrønne tuster (grønn-, rød- eller cyanobakterier). Mengden av hver algetype bedømmes ut fra hvor stort areal/prosent av prøveområdet som dekkes. Det benyttes en 5-delt tilnærmet logaritmisk skala (**Tabell 2.8.1**). Alle synlige (makroskopiske) begroingsenheter samles inn, fikseres med formalin og bringes til laboratoriet for analyse.

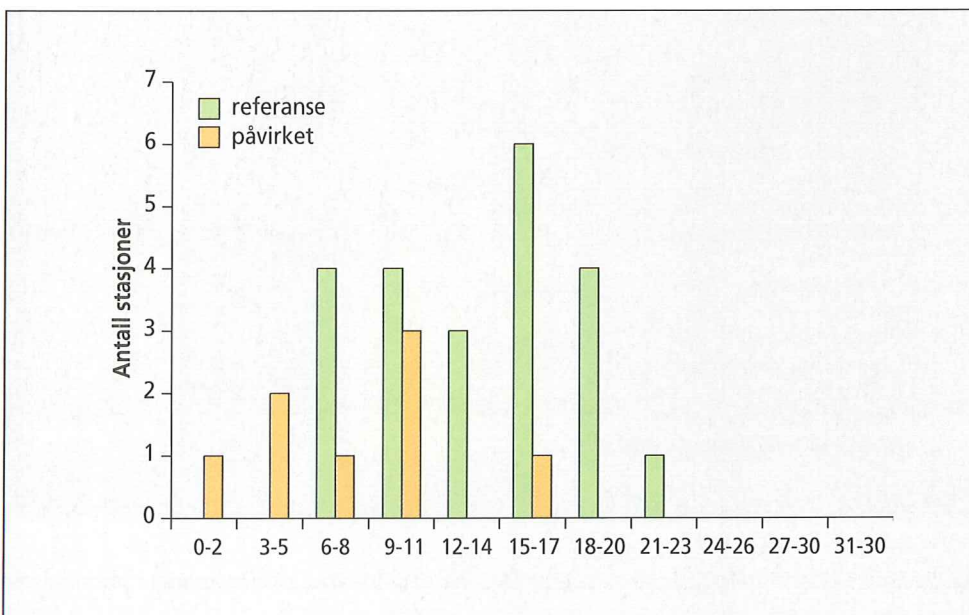
Det tas i tillegg separate prøver av mikrosamfunnet fra 10 tilfeldig valgte steiner. Et gitt areal (ca 8x8 cm) på oversiden av hver stein børstes rene for begroing med tannbørste. Materialet blandes i en bakke med ca 1 liter vann og en delprøve tas ut og fikseres med formalin.

Gjør vi dette, kan vi vente at:

- samlet mangfold av cyanobakterier, grønnalger og rødalger vil omfatte minst 12 taksa (gjelder Mjøsområdet)
- prøvene vil inneholde noen få vanlige arter med vid toleranse i forhold til næringsbelastning
- prøvene vil ha klart flere forurensningsfølsomme arter, særlig cyanobakterier. Artsmangfoldet av disse vil variere sterkt og vesentlig styres av vannkjemiske forhold (kalsium, pH og nitrogen) og kan relateres til geologi og jordbruk/befolkningstetthet
- derne vil helningsvinkelen i øvre deler av nedbørfeltet og vannets innhold av humus/forfor påvirke artsforekomsten.
- blant de forurensningsfølsomme artene vil det være noen sjeldne arter
- hvis vannet både har høyt kalsium- (>3 mg/l) og høyt humusinnhold vil prøvene inneholde minst en rødalge, disse er ikke nødvendigvis sjeldne. (rødalgeforkomst gjelder bare for Mjøsområdet; her er det kombinasjon av høyt kalsium- og humusinnhold. Humusinnholdet er trolig noe for lavt i trøndelagselvene)

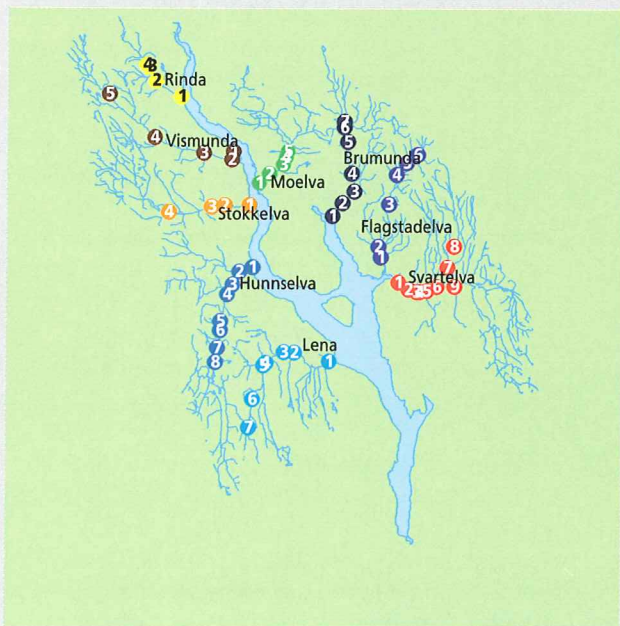
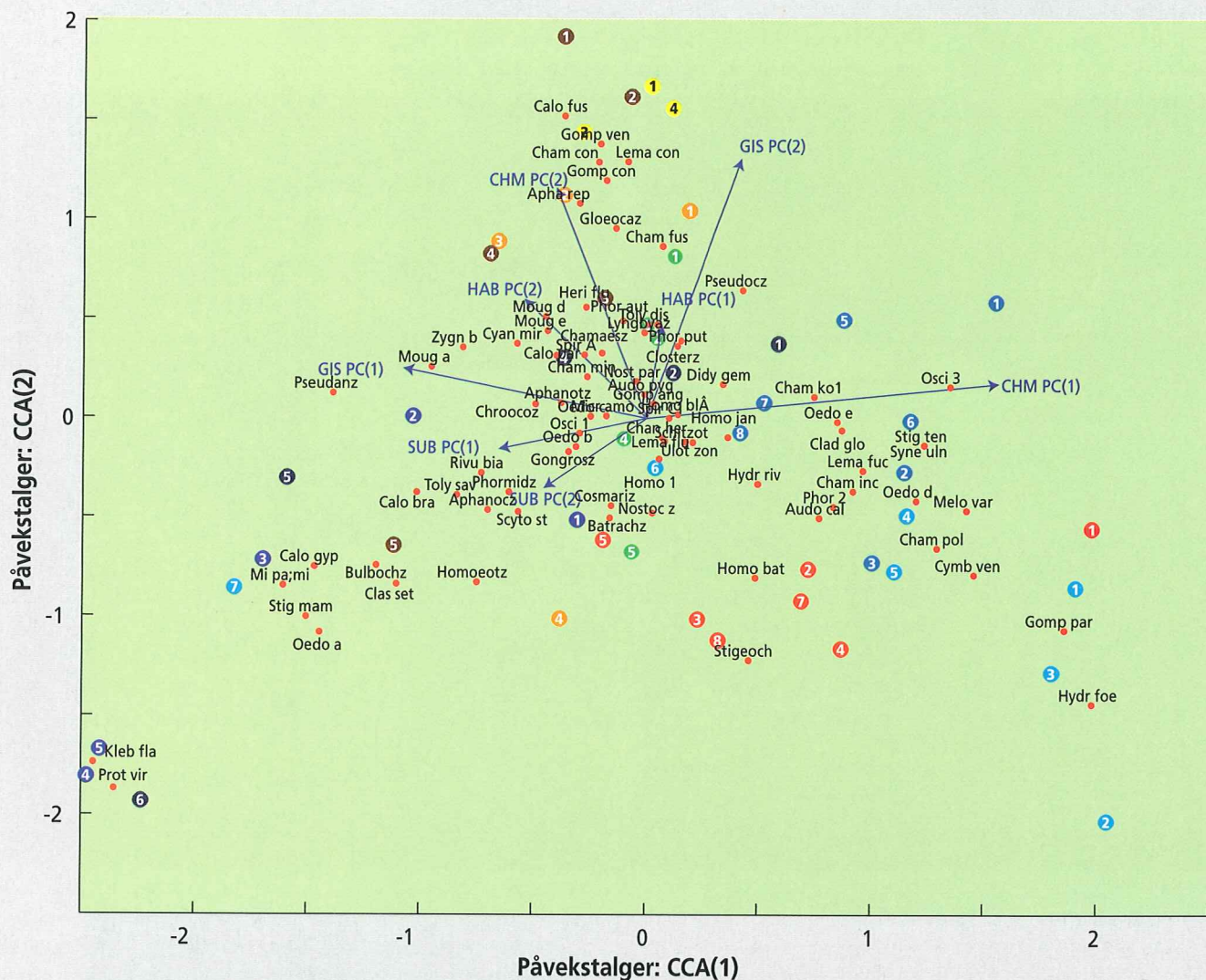
Tabell 2.8.1. Skala for dekningsgrad av makroskopisk synlig begroing.

Dekningsgrad	Beskrivelse	Areal (prosent) av prøveområdet dekket av begroingselementet
1	sjelden	<5%
2	sparsom	5-10%
3	vanlig	10-20%
4	hyppig	20-50%
5	dominerende	50-100%



Figur 2.8.12

30 stasjoner i trøndelagselvene (22 definert som referanse og 8 som påvirket) fordelt etter antall taksa av cyanobakterier, grønnalger og rødalger.



Figur 2.8.13
 Kanonisk Korrespondase Analyse (CCA) av binære data for påvekstlger (tilstedelikke tilstede) i forhold til ulike miljøvariable. Data fra mjøselvene.

3

Biologisk mangfold i by- og tettstedsnære dammer og tjern



Foto: Gry Tveten

Dammer og bekker i kulturlandskapet og bymiljøet har etter hvert blitt fåtallige og det biologiske mangfoldet i disse biotopene er truet. Med bekker og dammer forsvinner ikke bare et vesentlig landskapselement av høy estetisk verdi, men også muligheter til naturopplevelser i nærmiljøet. Dammene er mange steder også viktig i undervisningen i naturfag og miljølære. Kunnskapsnivået er imidlertid generelt lavt når det gjelder dammenes funksjon og betydning, spesielt med hensyn til biologisk mangfold.

Økologisk har dammer spesielle kvaliteter. De utgjør et klart avgrenset habitat og har ofte spesielle fysiske/kjemiske kvaliteter, som i sin tur gir betingelser for et karakteristisk artsmangfold. Dammer kan være sentrale i livssyklus for mange arter, både vann- og landlevende, og utgjør ofte "lommer" med høyt biologisk mangfold. Spesielt for amfibier er tilgang på små dammer uten fisk viktig. Det er også vist at dammer og mindre fisketomme innsjøer er rike på ulike insektarter som ellers er relativt sjeldne.

Bruksområder, bruksintensitet, arealbruksendringer og ulike former for utslipp vil være viktige påvirkningsfaktorer for dammene. Hvilke faktorer som er viktig vil variere

med hvor dammene er plassert. Arealbruksendringer i kulturlandskapet har ført til at svært mange dammer har gått tapt etter 1970. I tillegg til at kunstige dammer er fylt igjen, er våtmarkene grøftet og mange naturlige dammer forsvunnet. I by- og tettstedsnære områder er dammene ofte isolerte, og de er utsatt for ulike forstyrrelser, enten det er forurensning, hurtige bruksendringer eller endringer i vannløpet. Som et eksempel er de fleste av de dammer som G.O. Sars undersøkte i Oslo-området for 140 år siden, i dag borte, og de resterende er relativt isolerte. I mange dammer i tilknytning til befolkningssentra er det også blitt satt ut fiskearter som f.eks. gullfisk eller karuss. Slike introduksjoner vil påvirke det biologiske mangfoldet i dammene gjennom beiting på plankton, bunnlevende dyr og amfibielarver.

Målsettingene med prosjektet er:

å undersøke hvordan biologisk mangfold, beskrevet gjennom genetisk variasjon, artsrikhet og artssammensetning, varierer med habitatkvalitet, og i en større geografisk sammenheng analysere hvordan ulike naturlige og menneskeskapte miljøfaktorer påvirker og bidrar til variasjoner i biologisk mangfold innen og mellom dammer og tjern i bynære områder.

3.1

Dammer i et bylandskap: biologisk mangfold og trusselfaktorer

Ann Kristin L. Schartau, Anders Hobæk, Gunnar Halvorsen, Pål Brettum, Terje Bongard, Marit Mjelde, Oddvar Hanssen, Tom Andersen, Ivar P. Muniz og Svein-Erik Sloreid

3.1.1 Ulike typer dammer og deres historikk

Dammene i Oslo og omkringliggende områder inkluderer både gårdsdammer til Oslos gamle gårder, parkdammer, skogsdammer og isdammer. Totalt inngår 26 dammer i undersøkelsen, hvorav 16 ligger i Oslo kommune mens de resterende (beliggenhet: Nesodden, Frogn, Asker og Røyken) inngår som referanselokalteter.

De undersøkte dammene kan inndeles i tre typer: bydammer, skogsdammer og isdammer. Alle dammene er permanente og tørker under normale forhold ikke ut.

Bydammene er representert med 11 lokaliteter (**Figur 3.1.1**). Disse ligger i parkmessig landskap med få eller ingen rester av opprinnelig vegetasjon. Dammene er små til middels store. Nedbørfeltene har ofte vært utsatt for planering og andre former for endringer av de opprinnelige landskapsformene og kan derfor være vanskelig å avgrense bl.a. fordi de ofte er sterkt bebygget.

Et høyt innslag av plener og grasmark fører til rask avrenning, og noen er regulerte. Bydammene er bygget for å fylle ulike funksjoner i bysamfunnet. De var bl.a. gårdsdammer til det jordbruk som helt til i mellomkrigstiden ble drevet i områdene rundt bykjernen. Disse dammene ble i tiden før Oslo fikk bygget ut sin vannforsyning benyttet i gårdsdriften, bl.a. som drikkevannskilde for husdyr. De var også vannkilder for brannvernet. I noen ble det i tillegg hentet is til kjøling av melk og andre jordbruksprodukter. De ble dessuten benyttet som vannkilder for lokal industrivirksomhet. Enkelte ble også anlagt som del av de mange hageanlegg som byens patrisiere anla.

Skogsdammene, som utgjør fem lokaliteter, ligger alle over den marine grense og i tilknytning til Holmenkollåsen (**Figur 3.1.1**). Disse har sin opprinnelse som lokale drikkevannskilder og er dannet ved oppdemming av gamle bekkesig. I og med at de ligger så høyt har de relativt beskjedne lokale nedbørsfelt. Det var derfor

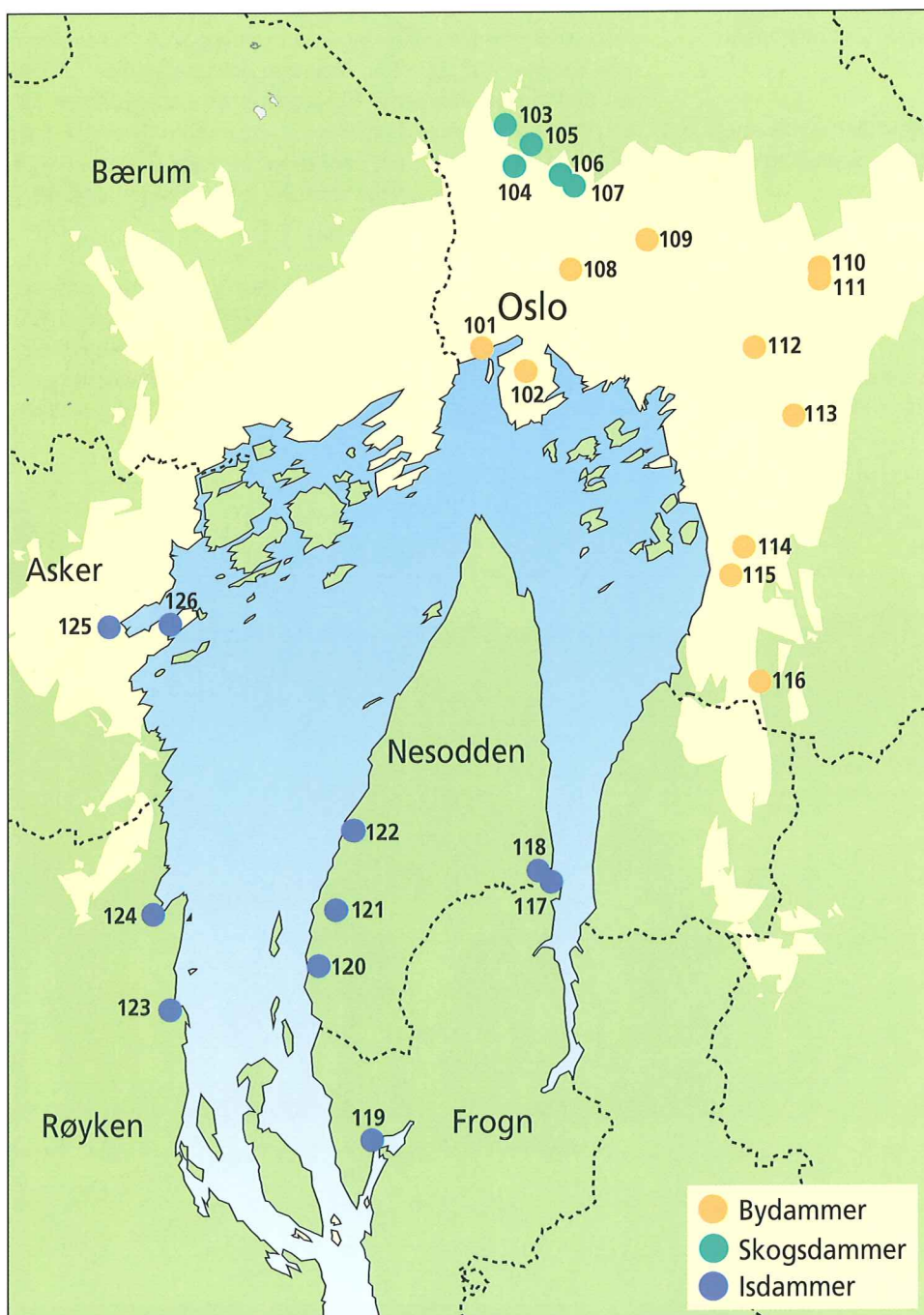


Is-skjæring Kragerø 1908. Foto: Fra Wilse-samlingen, Norsk Folkemuseum.

hensiktsmessig å samle opp og lagre vannet for bruk i perioder med tørke og lite tilsig. De har ofte en liten tilløpsbekk som gir muligheter for innvandring og etablering av ferskvannsfauna, fra ovenforliggende lokaliteter. Skogsdammene er relativt lite påvirket av forurensning og vegetasjonen rundt dem er lite berørt.

Isdammene utgjør de resterende 10 lokalitetene (Figur 3.1.1). Disse ble bygget for om lag 150 år siden for produksjon og eksport av naturis (Figur 3.1.2). Denne aktiviteten foregikk fram til 1920-årene og i enkelte dammer helt fram til 1950-60-årene. Lokal bruk av is og snø som kjølemedium er kjent fra oldtiden, men naturis ble først en mer utstrakt handelsvare på begynnelsen av 1800-tallet. Isen ble transportert med båt til Europa (særlig England), og i noen tilfeller til Middelhavsområdet, Afrika og Asia.

Sentrum for isproduksjonen var indre del av Skagerrak og Oslofjorden der det var gode vannkvaliteter, tilnærmet innlandsklima med kalde vintre og gode havneforhold. Isen ble til å begynne med hentet fra naturlige vann som lå lagelig til, men etterhvert ble det bygget et stort antall kunstige isdammer. Isdammene ble på samme måte som skogsdammene anlagt i tilknytning til vannsig og våtmarker, noe som kunne gi relativt rask etablering av ferskvannsflora og -fauna. I en del dammer ble det satt ut fisk, antagelig fordi en mente at det "renset" vannet, og en benyttet da gjerne hardføre arter som suter og karuss, sannsynligvis også sørv. I dammer som ble anlagt nær sjøen, kunne det også vandre inn ål.



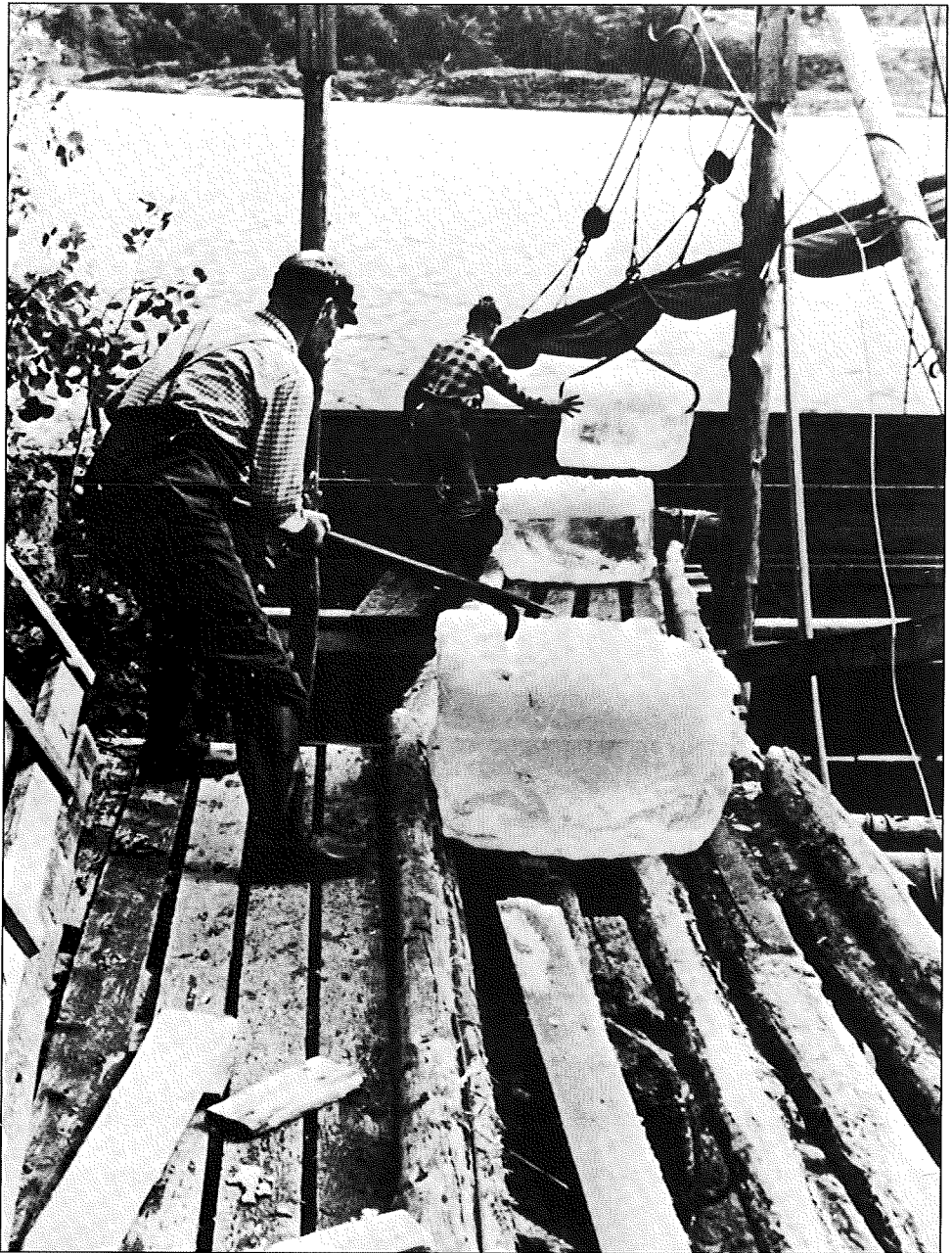
Figur 3.1.1

Oslo med omkringliggende områder og dammenenes lokalisering. By- og tettbygde områder er angitt med gult. Lokalitetsnummerene tilsvarer følgende dammer:

- 101 Vækerødammen,
- 102 Bygdøy Kongsgård,
- 103 Soria Moria,
- 104 Holmenkollen,
- 105 Voksenkollen,
- 106 Mindedammen,
- 107 Bånttjerdammen,
- 108 Borgendammen,
- 109 Møllesvingen,
- 110 Linderud N,
- 111 Linderud S,
- 112 Hovindammen,
- 113 Fettdammen,
- 114 Lindbäckdammen,
- 115 Andersendammen,
- 116 Prinsdalsdammen,
- 117 Hasletangen N,
- 118 Blylagsdammen,
- 119 Svartlagsdammen,
- 120 Gaupmyrdammen,
- 121 Nydammen,
- 122 Nordstrand,
- 123 Høvikvollen,
- 124 Nærsnes,
- 125 Bårsruddammen,
- 126 Spiradammen.

Figur 3.1.2.

Produksjon og eksport av naturis var en stor aktivitet rundt Oslofjorden fra midten av 1800-tallet. Foto: Gøthe Gøthesen 1986. Med is og plank i Nordsjøfart. grøndahl og Søn Forlag AS.



3.1.2 Fysiske og kjemiske forhold

Dammens reelle alder er ikke avklart, men samtlige er trolig eldre enn 100 år. Bydammene er muligens eldre enn de øvrige dammene siden mange av disse har sin opprinnelse i gamle gårdsdammer. Isdammene er i de fleste tilfeller yngre enn 150 år.

Bydammene og isdammene ligger alle under marin grense (< 200 m o.h.) mens skogsdammene ligger over (**Tabell 3.1.1**).

Dammene er små og grunne (maks dyp: 0,7 – 5,5 m). Det er areal- og volummessig liten forskjell mellom bydammene og skogsdammene, mens de fleste isdammene er vesentlig større. Det er heller ikke store dybdemessige forskjeller mellom bydammene og skogsdammene mens isdammene er nær dobbelt så dype.

Det er relativt liten forskjell i nedbørfeltarealene til skogsdam-

mene og isdammene mens de er vesentlig mindre hos bydammene. Nedbørfeltene er imidlertid i mange tilfeller ikke intakte, og særlig gjelder dette bydammene, hvor nedbørfeltet er gjennomskåret av grøfter og kanaler av ulike kategorier.

Skogsdammene og isdammene har i relativt stor grad bevart den naturlige vegetasjonen både i strandsonen og i nedbørfeltet for øvrig, mens bydammene er omgitt av parkmessig landskap med lite innslag av naturlig vegetasjon.

Vannkjemi

De vannkjemiske forholdene ble undersøkt ved 5-6 anledninger i alle dammene. Analyser av tungmetaller ble utført på vannprøver tatt om høsten. I ni av dammene ble det også gjort metallanalyser på vannprøver tatt i mars under isdekket. Sedimentprøver ble tatt i 10 dammer. Disse ble analysert for tungmetaller og organiske miljøgifter.

Tabell 3.1.1. Fysiske og vannkjemiske parametre (median og variasjonsbredde) som beskriver de ulike damtypene. Verdiene er basert på median-verdier fra hver enkelt dam (vinter-målinger er utelatt).

Miljøparameter	Enhet	Bydammer	Skogsdammer	Isdammer
Høyde over havet	m	100 (5 - 160)	360 (220 - 440)	30,5 (11 - 65)
Damareal	m ²	751 (170 - 6509)	712 (400 - 2750)	10968 (2124 - 30000)
Maksimums dyp	m	1,7 (0,7 - 2,5)	2 (1,5 - 2,5)	4 (2 - 5,5)
Middel dyp	m	1,0 (0,5 - 1,5)	0,9 (0,8 - 1,5)	2,5 (1,2 - 3,5)
Oppholdstid	døgn	85 (3 - 275)	2 (0,5 - 166)	303 (22 - 801)
Sumpplanter	% av strandlinje	75 (10 - 100)	30 (0 - 80)	30 (5 - 60)
Areal nabolok. – 1 km radius	m ²	0 (0 - 356089)	8212 (7239 - 73749)	35138 (429 - 131314)
Konduktivitet	mS/m	13,5 (2,5 - 56,2)	11,8 (5,3 - 13,8)	11,0 (2,5 - 41,4)
pH		7,53 (7,07 - 7,93)	7,0 (6,86 - 7,68)	7,33 (6,35 - 8,09)
Totalt organisk karbon	mg L ⁻¹	9,0 (4,8 - 12,7)	10,2 (4,5 - 15,7)	8,1 (4,9 - 11,6)
Turbiditet (partikkelinnhold)	FTU	3,7 (1,2 - 9,4)	1,1 (0,98 - 2,3)	0,74 (0,58 - 2,6)
Kalsium	mg L ⁻¹	18,3 (8,8 - 73,4)	18,0 (3,9 - 21,7)	12,2 (2,0 - 70,2)
Klorid	mg L ⁻¹	8,9 (2,1 - 67,5)	6,4 (3,6 - 15,6)	7,0 (1,9 - 19,3)
Fosfor	µg L ⁻¹	176 (52 - 879)	14 (6 - 24)	16 (8 - 69)
Nitrogen	µg L ⁻¹	860 (605 - 2070)	605 (370 - 1070)	570 (355 - 2150)
Aluminium (labil form)	µg L ⁻¹	3,5 (0 - 9)	33 (29 - 52)	10 (1,5 - 35)

Hovedionene i ferskvann er natrium- (Na⁺), kalsium- (Ca²⁺), magnesium- (Mg²⁺), kalium- (K⁺), klorid- (Cl⁻), sulfat- (SO₄²⁻) og karbonat/bikarbonat- (CO₃²⁻/HCO₃⁻) ioner. For de tre gruppene av dammer var det ikke systematiske forskjeller i ionesammensetning, bortsett fra noe høyere Ca-innhold i bydammene enn de andre. Imidlertid var det betydelig variasjon innen gruppene. Noen dammer var spesielle. F. eks. hadde Bårsruddammen uvanlig høye konsentrasjoner av Ca²⁺ og SO₄²⁻. Siden andre ioner ikke viste tilsvarende høye verdier, ser det ut som om noen har kastet gips i dammen. Ioneinnholdet i dammene var høyt (medianverdi 11,9 mS/m), og Vækerødammen skilte seg ut med svært høyt ioneinnhold (median 56,2 mS/m) og Nydammen med lavt innhold (median 2,5 mS/m). For Vækerødammen fant vi høye konsentrasjoner av Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, Cl⁻ og SO₄²⁻, så dammen synes å være påvirket av saltvann.

Plantenæringsstoffene viste et stort spenn. Det viktigste av disse er fosfor. For totalt fosforinnhold (Tot-P) var bydammene klart forskjellige fra de øvrige med vel 10 ganger så høy medianverdi (176 mot 14 og 16 µg L⁻¹). Høyeste medianverdi for Tot-P var 879 µg L⁻¹ i Møllesvingen, hvilket betyr at dammen er svært næringsrik. Også for nitrogen lå bydammene høyest, men forskjellen var mindre uttalt for dette grunnstoffet. De høyeste medianverdiene for totalt nitrogeninnhold (Tot-N) ble funnet i Blylagsdammen og i Borgendammen, begge med over 2 mg L⁻¹.

Innholdet av organiske stoffer (målt som totalt organisk karbon, TOC) lå også høyt. Medianverdiene for skogsdammer, isdammer og bydammer var henholdsvis 10,2, 8,1 og 9,0 mg C L⁻¹. Dammen i Holmenkollen lå høyest med 15,7 mg L⁻¹. Innholdet av partikler (målt som turbiditet) skilte også ut bydammene (median 3,7 FTU) fra de andre (medianverdier 0,7 og 1,4 FTU). Enkelte dammer (særlig Voksenkollen og Nordstrand) skilte seg ut med tidvis høyt innhold av aluminium. Generelt var innholdet av nesten alle kjemiske komponenter i dammene langt mer variabelt enn det er vanlig å finne i innsjøer.

Vannkjemiske parametre for alle dammer ble sammenfattet i en PCA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**). Mange parametre korrelerte med hverandre, og det meste av variasjonsrommet kunne fanges opp i en forenklet analyse basert på fire parametre: TOC, TURB, Tot-P og Ca (**Figur 3.1.3**). Denne analysen skiller bydammene ut i høyre halvdel av diagrammet, mens isdammer og skogsdammer ikke lar seg gruppere på en entydig måte ut fra vannkjemien. Første PCA-akse faller vesentlig sammen med det store spennet i Tot-P og i TURB. Blylagsdammen er den eneste skogs- eller isdam som vannkjemisk sett faller innenfor grupperingen av bydammer. Dette skyldtes hovedsakelig den høye fosforkonsentrasjonen i denne dammen.

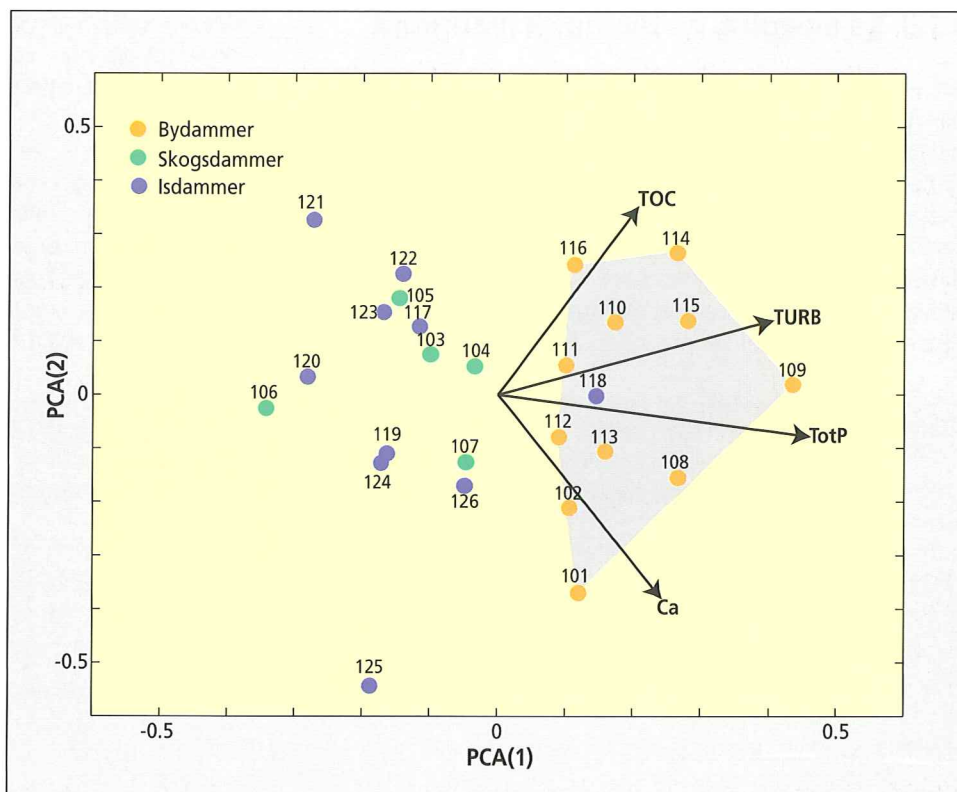
Innholdet av et utvalg metaller i dammene ble målt ved to tidspunkt (sommer og vinter). Vintermålingene ga de høyeste verdiene. Dette skyldes at oksygen forbrukes mens dammene er islagte, og dette endrer løseligheten for mange metaller, som jern og mangan. Bydammene hadde generelt høyere verdier for begge disse metallene. Ingen av dem er imidlertid særlig giftige for faunaen. I flere av bydammene var det lite oksygen nær bunnen om vinteren, og i noen av dem ble det også utskilt giftig hydrogensulfid (H₂S) fra slammet. Under slike forhold kan dyrelivet bare overleve hvis artene går inn i en dvaletilstand. Konsentrasjonen av de giftige tungmetallene var lav i de fleste dammene, men noen dammer skilte seg ut. Skogsdammene hadde mest sink (Zn) og kobber (Cu), der Prinsdalsdammen i tillegg hadde mye nikkel (Ni) og bly (Pb). Blylagsdammen hadde også mye nikkel og Fettdammen mye bly. Metallkonsentrasjonen i vannet tyder på at noen av dammene er sterkt forurenset.

Kjemiske forhold i bunnslammet

Vi undersøkte innholdet av tungmetaller og organiske miljøgifter i de øvre deler av bunnsediment i ti av dammene. Resultatene viste generelt moderat forurensning av tungmetaller, bortsett fra Voksenkollen der det var kadmium (Cd) og bly, og Båntjernedammen som også hadde kadmium i slammet.

Figur 3.1.3

PCA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**) av vannkjemiske miljøvariabler i Oslo-dammene. Det meste av variasjonen som karakteriserer dammene fanges opp av fire variabler: Totalt organisk karboninnhold (TOC), turbiditet (partikkelmengde, TURB), totalt fosforinnhold (Tot-P), og kalsiuminnhold (Ca) som vist på figuren. Disse fire parametrene skiller bydammene (grå skravering) fra de øvrige, med unntak av Blylagsdammen (en isdam) som faller innefor det skraverete feltet. Blylagsdammen har (som bydammene) høyt innhold av næringssalter og partikler. Det er imidlertid ikke noe vannkjemisk skille mellom skogs- og isdammer. TOC, TURB, Tot-P og Ca er benyttet for å analysere ulike arters forekomst i forhold til vannkjemisk miljø. Se **figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.



I de undersøkte dammene var det også lave konsentrasjoner av organiske miljøgifter. Innholdet av polyklorerte bifenyler (PCB) var lavt i alle dammer med unntak av Vækerødammen som var markert forurenset. I tillegg var det betydelig innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i Vækerødammen, Voksenkollen og Fettdammen (**Tabell 3.1.2**). Den observerte forurensingen skyldtes antakelig menneskelig aktivitet i dammenes nær-områder, og det er ingen generelle mønstre i forhold til de tre damtypene som vi undersøkte.

Tabell 3.1.2. Miljøgifter i bunnslam fra 10 av dammene i Oslo-området (dammene er angitt på **Figur 3.1.1**). Nivåene er klassifisert som tilstandsklasser etter SFTs retningslinjer for fjorder og kystfarvann. Tabellen viser mengde organiske miljøgifter i µg pr kg tørrstoff. De organiske miljøgiftene omfatter polyklorerte bifenyler (PCB; sum av 7 komponenter), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH; sum av 16 komponenter), benzo(a)pyren (en enkelt PAH-forbindelse); hexaklorbenzen (HCB), og insektmidlet DDT (sum av 3 komponenter). For tungmetaller er det bare angitt tilstandsklasse og hvilket metall klassen er basert på. I dammene der det ikke er oppgitt noe metall, var det 3-5 ulike metaller (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn) som tilsa den samme tilstandsklassen.

	101	105	107	109	113	115	117	118	119	126
PCB	25,3	9,59	5,7	18,46	19,7	9,1	6,9	2,26	3,06	0
PAH	5 395	7 855	787	1 435	6 183	858	1 550	602	838	478
Benzo(a)pyren	395	374	37	68	230	45	75	32	41	28
HCB	0,89	0,57	1	0,86	12	2,2	0,51	<0,2	<0,4	<0,5
DDT	7,4	10,9	7	21,3	31	1,3	2,6	8,53	2	1,8
Metaller		Pb, Cd	Cd							Cd

- I Ubetydelig-lite forurenset
- II Moderat forurenset
- III Markert forurenset
- IV Sterkt forurenset
- V Meget sterkt forurenset

3.1.3 Kartlegging av biologisk mangfold

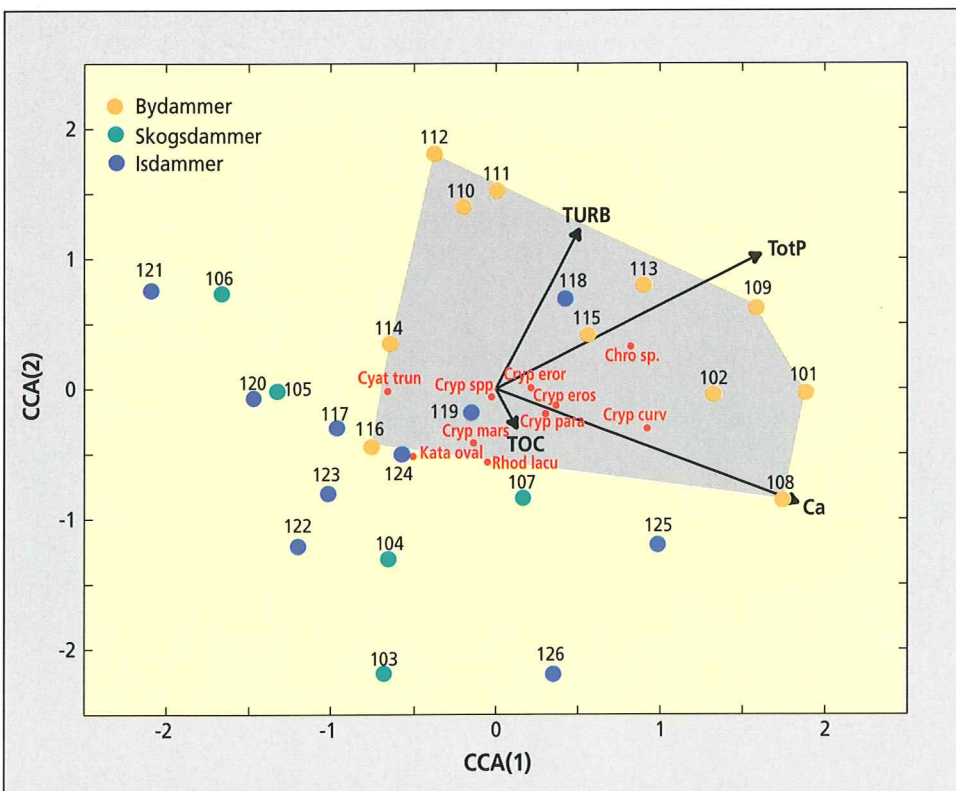
Det er gjennomført innsamlinger og bestemmelser av planteplankton, påvekstalg, vannplanter, ferskvannsinvertebrater, amfibier, fisk og fiskeparasitter (**tabell 3.1.3**). For mange av organismegruppene er innsamlingen basert på en begrenset innsats med standardiserte metoder. For andre grupper har innsatsen vært større og det er benyttet en kombinasjon av metoder. Forskjellige metoder vil kunne gi et noe forskjellig bilde av det biologiske mangfoldet. Dette er synliggjort ved sammenligning av ulike metoder benyttet for innsamling av vannbiller.

Det biologiske mangfoldet innen de ulike organismegruppene er beskrevet gjennom et sett av parametre: total artsrikdom, arts-sammensetning og dominansforhold, rødliste-arter og indikatorarter.

Mønstre i biologisk mangfold (variasjon mellom dammer), og hva som påvirker slike mønstre er analysert ved bruk av ulike statistiske metoder. Samvariasjon mellom biologiske gradienter og miljøgradienter og mellom biologiske gradienter og geografisk avstand mellom dammene i mellom er undersøkt ved multivariate metoder (**Rammeartikkel 3.1.1**).

Tabell 3.1.3. Prøvetakingsmetodikk, antall prøvetakingstidspunkt for hvert av årene 1997-1999 og totalt hvor mange lokaliteter som er undersøkt. Antall lokaliteter som ble undersøkt per år og prøvetype er angitt i parentes. * Metallanalyser ble utført på prøver tatt i september 2000.

Prøvetype og metodikk	1997	1998	1999	Antall dammer
Vannkjemi: hovedioner, næringssalter, metaller	1 (21)	4 (21)	5 (5)*	26
Oksygenmålinger og metallanalyser under isen			1 (9)	9
Sedimentkjemi: metaller, organiske miljøgifter		1 (10)		10
Planteplankton (kvantitative blandprøver)		4 (21)	5 (5)	26
Vannplanter (registrering i felt)		1 (21)	1 (5)	26
Pelagiske krepsdyr (håvtrekk)	1 (21)	3 (21)	3 (5)	26
Littorale krepsdyr (håvtrekk)	1 (21)	3 (21)	3 (5)	26
Semi-akvatiske insekter (slaghåv)	1 (11)			11
Littorale invertebrater (sparkeprøver)	1 (21)	1 (21)	1 (5)	26
Bunnlevende invertebrater (sedimentkjerner)	1 (21)	1 (21)	1 (5)	26
Vannbiller (div. metoder)			2 (26)	26
Fisk a) ruser	1 (5)	1 (4)/2 (1)	1 (6)	13
b) garn		1 (4)	1 (7)	11
Fiskeparasitter (sjekket hud, gjeller, øye, tarm)		1 (4)		4



Figur 3.1.4

CCA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**) av planteplankton-artenes forekomst i Oslo-dammene i forhold til vannkjemiske miljøvariabler. Analysen er basert på forekomst av alle arter av planteplankton, men bare svelgflagellatene (Cryptophyceae) er plottet på denne figuren. Røde punkter viser artenes tyngdepunkt. Artsnavn er gitt ved de første tegn i slekts- og artsnavn. Pilene indikerer økende parameterverdi for miljøvariablene. Bydammene er omsluttet med grå skravering. Svelgflagellatene viser større dominans i bydammene enn i skogs- og isdammene. Se **Figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.

Rammeartikkel 3.1.1

Gradientanalyser

I samfunnsøkologiske studier er det ofte et mål å undersøke hvordan artsmangfoldet (artsantall, artsinventar og mengdemessige forhold mellom artene) varierer langs en eller flere gradienter (i tid eller rom). Gjennom de siste 20 årene er det for dette formålet utviklet en rekke nye analysemetoder, bl.a. clusteranalyser og gradientanalyser. Nedenfor er et utvalg av de mest brukte gradientanalysene beskrevet.

Ordinasjoner er en type av gradientanalyser som gir mulighet for å analysere og presentere forholdet mellom ulike prøver og forholdet mellom arter som punkter i et flerdimensjonalt rom. Likheter og ulikheter i artssammensetningen bestemmer avstanden mellom punktene. I økologisk sammenheng vil ikke-lineære, unimodale fordelinger vanligvis være mest relevante for å beskrive de enkelte artenes forekomst. Kun når en mindre del av den totale gradienten er inkludert i materialet, vil fordelingen (langs denne del-gradienten) være lineær. I disse tilfellene benytter man analyseverktøy som er tilpasset lineære modeller.

PCA (Principal Components Analysis) og DCA (Detrended Correspondence Analysis) er ordinasjonsanalyser, utviklet for henholdsvis lineære og ikke-lineære fordelinger, der det søkes å finne hovedgradientene i artsmaterialet uavhengig av miljøfaktorer (indirekte gradient- ordinasjonsanalyse). Denne hovedvariasjonen kan deretter tolkes ved generell kunnskap om artenellokalitetene. RDA (Redundancy Analysis) og CCA (Canonical Correspondence Analysis) er multivariate teknikker, utviklet for henholdsvis lineære og ikke-lineære fordelinger, hvor det foretas en samtidig analyse av biologiske data og miljøfaktorer (direkte gradient- ordinasjonsanalyse). Matematisk vil en slik analyse arrangere arter og prøver langs akser etter grad av innbyrdes likhet, samtidig som aksene er tilpasset miljøfaktorene.

*I disse analysene vil den første akse representere den sterkeste trenden i materialet, den andre akse den nest sterkeste trenden, osv. I et ordinasjonsdiagram, som representerer to akser mot hverandre i et rettvinklet koordinatsystem, vil artene og prøvene legges inn som punkter, mens miljøfaktorene presenteres ved punkter eller vektorer (piler) (se **Figur 3.1.4**). Punktene for artene vil representere artenes optimum, dvs. der hvor de har størst forekomst, mens vektorene peker mot økende verdier. Arter som ligger nær hverandre i diagrammet har sammenfallende forekomst, mens arter som ligger langt fra hverandre har svært ulik forekomst. Tilsvarende vil beliggenheten av artspunktene i forhold til prøver og miljøfaktorer angi i hvilke prøver og ved hvilke miljøforhold artene har størst forekomst.*

3.1.4 Biologisk mangfold

Planteplankton

Antallet planteplanktonarter eller samlegrupper (flere arter fra samme kategori som ikke kunne identifiseres nærmere) som vi fant i dammene varierte fra 79 (Nærnes) til 23 (Vækerødammen). Totalt ble det registrert 316 arter/grupper i dammene, og dette er omtrent halvparten av alle plante- og dyretaksa som ble registrert i dammene (**Tabell 3.1.4**).

Gjennomsnittlig var det 10 arter/grupper mer i isdammene/skogsdammen enn i bydammene. Bydammene, som var mer næringsrike enn de andre dammene, hadde større algebiomasse. Det er ofte slik at når næringsmengden blir høy vil en eller et par arter dominere vektmessig, mens det er flere arter som konkurrerer om dominansen når næringsinnholdet i dammen er noe mindre.

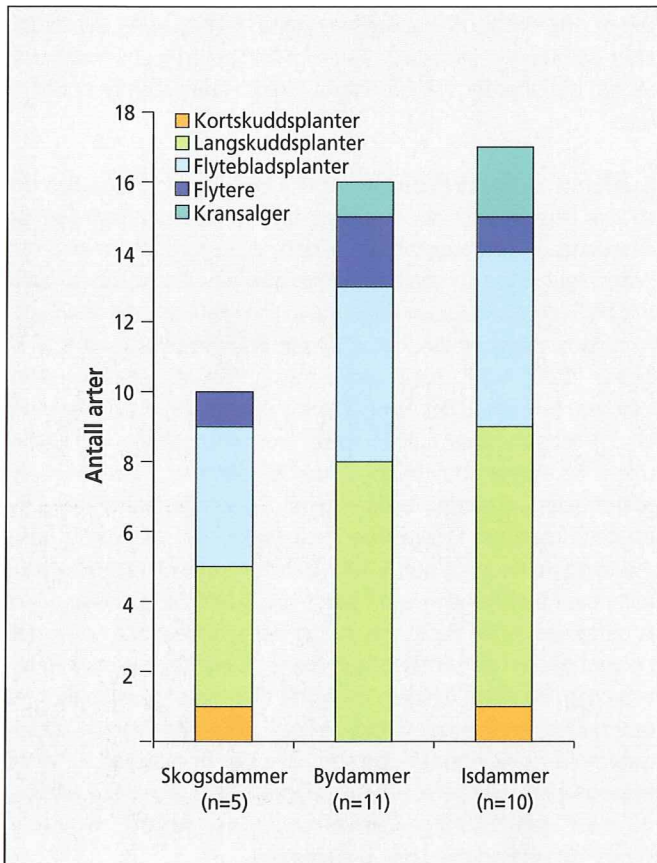
Samfunnet av planteplankton varierte mellom dammene, selv om det var flere likhetstrekk. For eksempel dominerte grønnalger og desmidacéer (Chlorophyceae) antallsmessig overalt, mens blågrønnalger (Cyanophyceae) og dinoflagellater (Dinophyceae) spilte mindre rolle. Sammensetningen av planteplankton ble analysert i forhold til vannkjemien med CCA (se **Rammeartikkel 3.1.1**). Vi brukte TOC, TURB, Tot-P og Ca som i PCA-analysene av vannkjemien. Selv om bildet nå endret seg noe fra vannkjemianalysen, er det fortsatt skille mellom bydammene og skogs- og isdammene. Bare Blylagsdammen og Svartlagsdammen faller inn i polygonet som omslutter bydammene. Svelgflagellatene (Cryptophyceae) illustrerer forskjellene i planteplankton mellom bydammene og de andre (**Figur 3.1.4**). Denne viktige gruppen betydde mye mer i bydammene enn i skogs- og isdammene. I figuren ser vi dette ved at de fleste artene har sitt tyngdepunkt i eller nær polygonet som omslutter bydammene. Svelgflagellatene kan bevege seg, og dette gir dem mulighet til å oppsøke vannlag med optimale forhold. Bydammene har ofte grumsete vann og dårlige lysforhold for planteplankton som ikke kan bevege seg. Et annet eksempel er gullalgene (Chrysophyceae). Disse var mest tallrike i de mest næringsfattige dammene, og var følgelig viktigere i skogs- og isdammene enn i bydammene.

Mengden planteplankton ble beregnet som volum ($\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$) for alle prøver og maksimumsvolum og gjennomsnittsvolum for vekstsesongen. Maksimalverdiene viste svært store variasjoner fra Borgendammen med maksimum på $22208 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ til Vækerødammen med $676 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Den siste lokaliteten skilte seg ut både når det gjaldt algevolum og artssammensetning. Utenom Vækerødammen var det Gaupmyrdammen som hadde lavest maksimumsvolum ($876 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) og en "normal" artssammensetning. Generelt hadde de fleste bydammene høyere algevolum enn skogs- og isdammene.

Planteplankton omfatter mange arter og er mye brukt som indikatorer på vannkvalitet. I mange tilfeller gir de et bedre mål på hvor næringsrik en innsjø er sammenlignet med enkeltanalyser av næringsalter. Bruker vi algene som indikator på vannkvaliteten i bydammene, finner vi at vannmassene i dammene varierer fra litt over middels næringsrike til svært næringsrike (mesotrof-eutrof til hypereutrof). Bare Vækerødammen falt utenfor dette vurderingssystemet, med et unormalt planktonsamfunn og lav biomas-

Tabell 3.1.4. Antall arter/grupper av planteplankton i bydammer og isdammer/skogsdammer. Antall undersøkte dammer i parentes.

		Artsrikdom	
		Variasjonsbredde	Gjennomsnitt
Antall arter/taksa bydammer	m/Vækerødammen (11)	23 - 74	48
	u/Vækerødammen (10)	36 - 74	50
Antall arter/taksa isdammer/skogsdammer (15)		47 - 79	60



Figur 3.1.5
Antall arter av vannplanter i de tre damtypene som ble undersøkt.

se på tross av store mengder næringsalter. Skogs- og isdammerne varierte fra litt under middels næringsrike til næringsrike (oligo-mesotrofe til eutrofe).

Vannplanter (makrovegetasjon)

Antallet karplanter og kransalger varierte mellom 0 og 11 i dammene. De fleste dammene hadde 4-6 arter. Det var imidlertid stor forskjell i artsammensetning i de ulike dammene, slik at det sammen ble registrert 25 forskjellige vannplanter. Artsmangfoldet og vegetasjonsmengde var størst i isdammene, lavere i bydammene og lavest i skogsdammene (Figur 3.1.5). Artsantallet i isdammene varierte mye (1 til 11 arter). Selv om bydammene hadde liten variasjon i artsantall (2-6 arter pr. dam) var de innbyrdes heterogene slik at av totalt 16 arter ble kun fem registrert i mer enn én dam.

Tre av artene vi fant regnes som truede eller sårbare. Dette er hornblad, granttjønnaks og stor andemat. Granttjønnaks og stor andemat forekom bare i bydammene mens hornblad ble funnet i isdammene. I tillegg ble busttjønnaks, som er en sjelden art i ferskvann, funnet i Vækerødammen. Vasspest ble funnet i to av dammene; Fettdammen og Nærnes. Dette er nye lokaliteter for vasspest, men innenfor artens hovedutbredelsesområde.

Dammene var dominert av langsukksplanter, flytebladsvegetasjon og flytere. Av kortsukksartene forekom bare krypsiv. Kun fire av artene kan sies å være vanlige i dammene. Dette var småtjønnaks, vanlig tjønnaks, stor nøkkerose og andemat. Andemat var vanligst i bydammene mens stor nøkkerose og vanlig tjønnaks hadde størst forekomst i isdammene (Figur 3.1.6).

På grunn av det lave artsantallet i hver dam kan det være vanskelig å forklare forskjellene i artssammensetningen. Imidlertid antar vi at følgende faktorer har betydning:

- størrelsen (flere økologiske nisjer i de største dammene)
- substrat (for de fleste vannplantene er sand og grus et gunstiger substrat enn organisk materiale og mudder)
- lysforholdene (bestemt av planktonalger, organisk materiale og leirpartikler)
- åpen strandsone (dvs. grunne områder uten sivvegetasjon - helofytter)
- uttapping/uttøking
- vannkjemiske forhold; først og fremst alkalitet (kalsium) og fosfor.

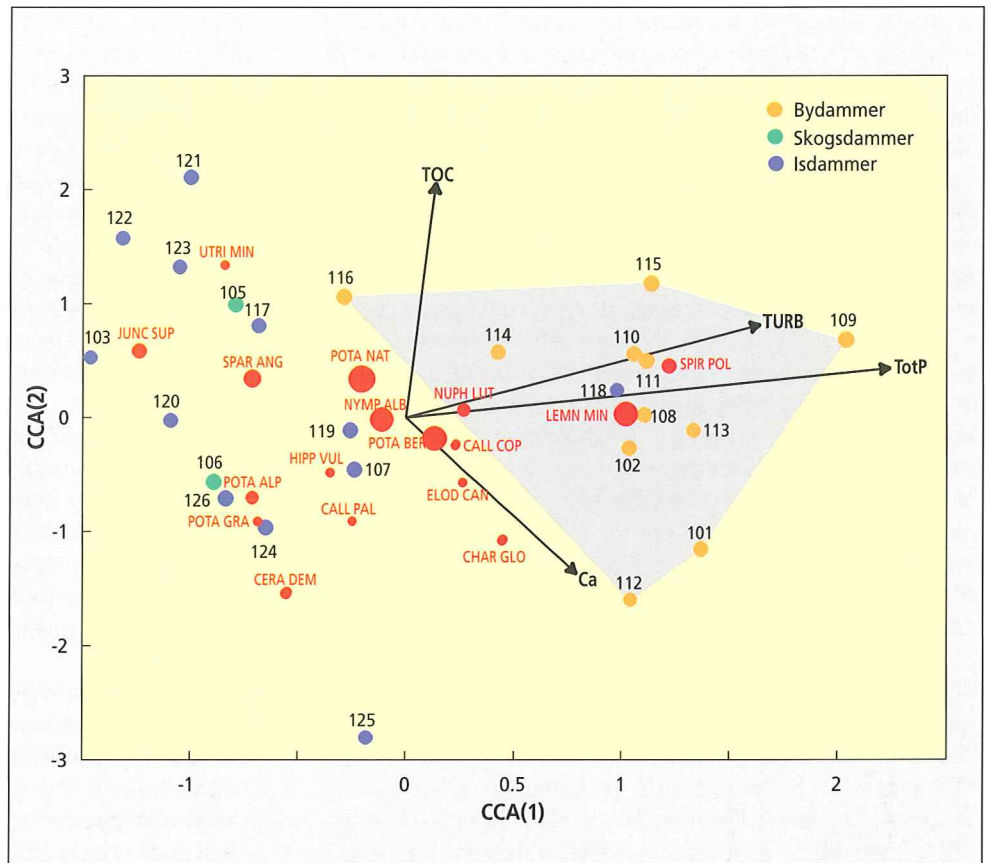
På bakgrunn av floraen er det vanskelig å dele dammene inn i klare grupper. En årsak er at vannvegetasjonen i de bynære dammene er kunstig. De skiller seg mye fra gamle, naturlige dammer, i skog (myrpytter) og på elvesletter (flomdammer og kroksjøer), ved at mange arter mangler. Dette skyldes antakelig at mange av plantene har dårlig spredningsevne, og bare opptrer i gamle lokaliteter med lang økologisk kontinuitet.

De fleste artene synes å ha best forhold i skogs- og isdammene (Figur 3.1.6). Bare andemat og stor andemat har tyngdepunktet i bydammene.

Dammene er sammenlignet med andre norske undersøkelser (Figur 3.1.7). Vi ser da at det er sammenheng mellom artsrikhet og lokalitetens areal. Dess større vann, dess flere arter. Dette skyldes at antall økologiske nisjer øker med lokalitetens størrelse, dvs. flere påvirkningsfaktorer er tilstede og gir rom for arter med ulike krav. Hvis vi ser på vår damundersøkelse isolert vil denne sam-

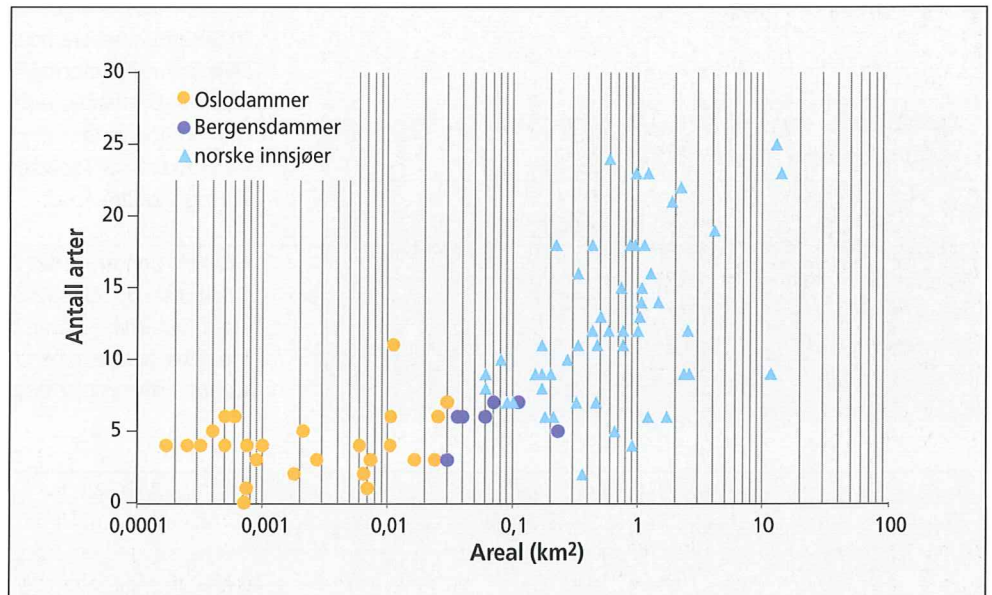
Figur 3.1.6

CCA-analyse av vannplanter i Oslo-dammene i forhold til vannkjemiske miljøvariabler. Figuren viser artenes tyngdepunkt (røde sirkler) og de enkelte dammenes plassering. Størrelsen på de røde prikkene (artens tyngdepunkt) skal være proporsjonal med deres forekomst. Artsnavn er gitt ved de første tegn fra slekts- og artsnavn. Bydammene er omsluttet med grå skravering. Pilene indikerer økende parameterverdi for miljøvariablene. Arter som bare fantes i én lokalitet er ikke med på figuren. Se **Figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.



Figur 3.1.7

Sammenhengen mellom overflateareal og totalt antall arter i vannplanter.



menhengen ikke synes, sannsynligvis fordi det er for liten forskjell i habitater mellom lokaliteter av denne størrelse.

Littorale og planktoniske småkreps

Dammene i Oslo-området er med sine 75 arter krepsdyr (47 arter vannlopper og 28 arter hoppekreps) artsrike og antall krepsdyrarter er blant de høyeste som er observert ved tilsvarende undersøkelser i et begrenset antall lokaliteter. Flertallet av artene er littorale eller plankton-littorale arter som forekommer i strandsonen i innsjøer og tjern. Typiske planktoniske arter som man finner ute i

vannmassene i store innsjøer, mangler helt eller opptrer svært fåtallig. Enkelte arter er vanlig forekommende i dammene, mens de er mer sjeldne i andre lokalitetstyper. Typiske damarter er *Daphnia pulex* og *D. magna*, *Simocephalus*-artene, *Ilyocryptus sordidus*, *Macrothrix laticornis*, *Paracyclops poppei*, *Ectocyclops phaleratus* og *Cyclops strenuus*. Ingen av artene har norske artsnavn.

Mange av artene vi har funnet er sjeldne både i Oslo-området og landet forøvrig. Ni av artene er tidligere ikke funnet i Oslo/Akershus og seks av artene er nye for Buskerud. *Paracyclops*

poppei og *Graeteriella unisetigera*. har inntil nylig ikke vært kjent fra Norge, men begge er nå også registrert i enkelte nylig anlagte fangdammer i Haldenvassdraget. De senere tids undersøkelser av ulike typer dammer har vist at arter en tidligere trodde var sjeldne, med få og gamle funn, er til dels vanlig i denne type lokaliteter.

Antall arter varierer mellom 15 og 37 (Tabell 3.1.5). Skogsdammene og bydammene har i gjennomsnitt tilnærmet samme artsantall, men variasjonen mellom dammene er størst blant bydammene (Tabell 3.1.5), antagelig på grunn av større variasjon i miljøforholdene men isolasjon fra andre dammer kan også ha betydning. Hvilke arter som forekommer i de to typene av dammer, er delvis forskjellig. Arter som er typisk for mer næringsfattige klarvannslokaliteter, er vanlig i skogsdammene, mens bydammene har innslag av arter som er mer knyttet til næringsrike og turbide lavlandslokaliteter. Isdammene, som er større lokaliteter med høyere habitatvariasjon enn de mindre skogs- og bydammene, har nesten 10 arter mer i gjennomsnitt. De er dessuten mindre påvirket av menneskelige inngrep og fungerer som nær intakte natursystemer.

Det er store forskjeller i krepsdyrmengder mellom de enkelte lokalitetene, fra de med stor gjennomstrømning og lave tettheter til de mer næringsrike med liten gjennomstrømning og store krepsdyrmengder. En av dammene har lav tetthet om våren og dette skyldes at den tappes ned hver høst og fylles opp igjen hver vår. Krepsdyrmengden i de øvrige er korrelert til trofegrad og mengde fisk. Isdammene har for eksempel lavere tetthet av krepsdyr enn de mer næringsrike bydammene.

Tabell 3.1.5. Antall arter av krepsdyr fordelt på damtype. Antall undersøkte dammer i parentes.

Lokalitet	Artsrikdom	
	Variasjonsbredde	Gjennomsnitt
Bydammer (11)	15 - 30	23
Skogsdammer (5)	21 - 30	24
Isdammer (10)	26 - 37	32

Diversiteten, målt med en mangfoldsindeks (Shannon-Wiener-indeksen) er alltid større i strandsonen enn ute i de mer åpne vannmassene (Tabell 3.1.6). Dette har sammenheng med at antall arter er vesentlig høyere i strandsonen og at enkeltarter ikke har samme tendens til å dominere som i planktonet. Gjennomgående lavere diversitet om våren sammenlignet med sommeren og høsten har sammenheng med at artsrikheten i planktonet vanligvis er lavest på våren med stor dominans av hoppekreps og sparsom forekomst av mange vannlopper. År til år variasjonen synes imidlertid å være liten. For både planktoniske og littorale prøver viser isdammene i snitt høyest diversitet, men forskjeller mellom damtypene er generelt små (Tabell 3.1.6).

I de mindre dammene er det vanligvis ingen klare forskjeller mellom plankton- og littoralsamfunnene. Ofte dominerer de samme artene selv om dominansforholdene kan være noe forskjøvet. Antall arter er imidlertid vesentlig større i strandprøvene enn i planktonprøvene. I de større dammene er det annerledes, og her kan det være store forskjeller mellom planktonet og krepsdyrsamfunnene i strandsonen.

Det er påvist ti arter fisk i dammene, hvorav fem arter kan utøve et betydelig beitepress på krepsdyrsamfunnene. Graden av fiskepredasjon gjenspeiles i krepsdyrsamfunnene da større former beites sterkere enn små. Stor forekomst av *Daphnia*-arter, *Acanthodiptomus denticornis* og *Cyclops strenuus* indikerer lavt beitepress, mens stor forekomst av *Ceriodaphnia*-arter, *Bosmina longirostris*, små *chydoride*-arter, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithionoides* indikerer høy grad av beiting. Undersøkelsen gir imidlertid ikke et entydig svar på hvor beitingen er sterkest, i planktonsamfunnet eller littoralsamfunnet. Dette skyldes blant annet at beitingen varierer gjennom sommeren. Blant isdammene indikerer krepsdyrfaunaen at beitepresset er størst i Bårsruddammen med sørv og i Gaupmyrdammen med mort, abbor og gjedde.

Med ett unntak er det registrert svevemygglarver i alle dammene. Disse insektlarvene lever av andre invertebrater, og kan utøve et stort beitepress på de minste artene av pelagiske krepsdyr. Det ble ikke funnet noen klare sammenhenger mellom tetthet og sammensetning av krepsdyrfaunaen og tetthet av svevemygglar-

Tabell 3.1.6. Diversitet (Shannon-Wiener diversitetsindeks) av planktoniske og littorale krepsdyr fordelt på damtype. Antall undersøkte dammer i parentes.

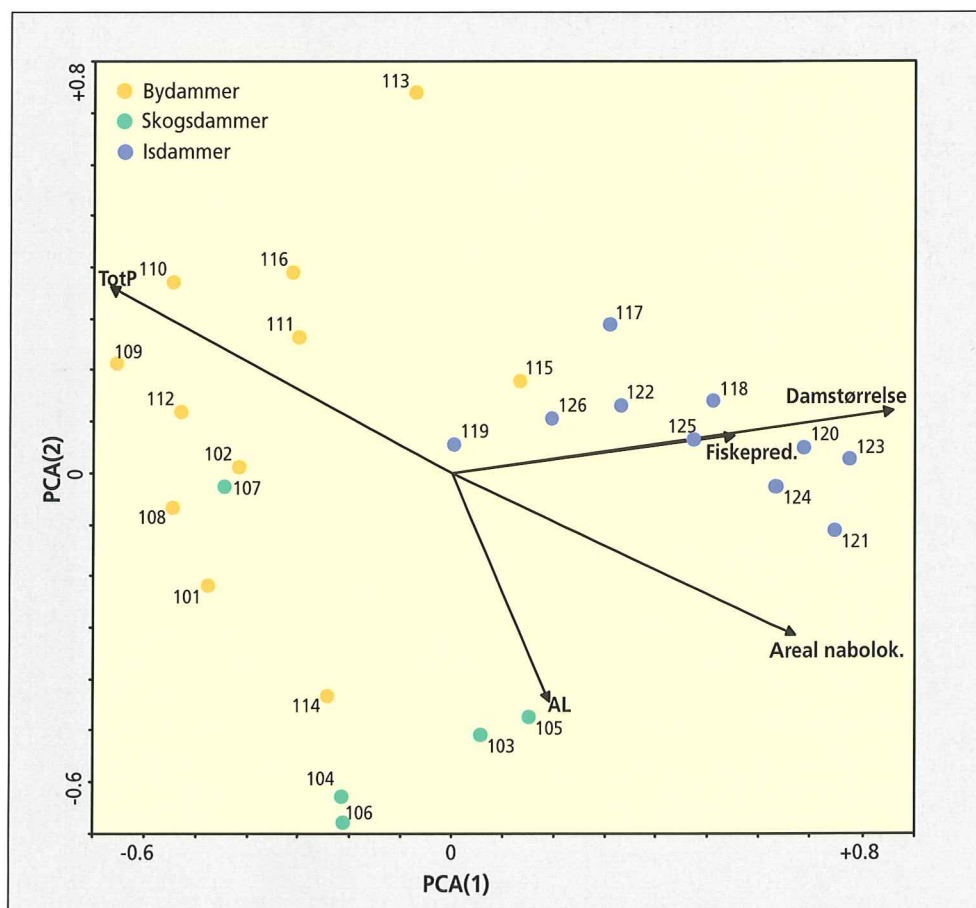
Lokalitet	Prøvetype	Artsrikdiversitet (H')	
		Variasjonsbredde	Gjennomsnitt
Alle dammer (26)	Planktoniske	0,03 - 2,26	0,89
Bydammer (11)		0,22 - 2,26	0,87
Skogsdammer (5)		0,03 - 1,86	0,66
Isdammer (10)		0,23 - 2,08	1,03
Alle dammer (26)	Littorale	0,22 - 2,40	1,31
Bydammer (11)		0,31 - 2,05	1,16
Skogsdammer (5)		0,22 - 2,13	1,40
Isdammer (10)		0,68 - 2,40	1,56

ver i de undersøkte dammene. I dammene med størst tetthet av svevemygglarver manglet imidlertid mange av de minste planktonkrepsdyrene som *Ceriodaphnia* spp. og *Bosmina* spp.

Det var lite overlapp mellom krepsdyrsamfunnets sammensetning og struktur i bydammene og isdammene (**Figur 3.1.8**). Dette gjelder enten vår analyse baseres på artsinventar (tilstede/manglende arter) alene eller på mengdefordeling av de tilstedeværende artene. Relativt mange miljøparametre bidrar signifikant til å forklare variasjon i krepsdyrsamfunnene, men bidraget fra hver enkelt parameter er lite. Mønstre i artsdiversiteten er signifikant korrelert til innbyrdes avstand mellom dammene, dvs. at likheten er størst for nærliggende dammer og avtar med økende avstand. Samvariasjonen er imidlertid svak. De ulike typene av dammer er geografisk separert slik at for eksempel de fleste bydammene innbyrdes er lokalisert nærmere hverandre enn tilsvarende avstand til de øvrige dammene. Parametre som beskriver dammenes størrelse (areal, middel dyp, maksimums dyp, volum) er viktig for å forklare forskjeller mellom lokalitetene mht. krepsdyrsamfunnene. Fordi de undersøkte isdammene med ett unntak er større enn alle bydammene vil eventuelle andre miljøgradienter som kan ha betydning for de registrerte forskjellene i krepsdyrsamfunnene lett kunne bli overskygget av denne størrelses-gradienten. Vi valgte derfor å studere variasjonen i krepsdyrsamfunnene i bydammene for seg, og testet signifikansen til miljøvariablene mot dette utvalget av dammer. I alle analysene av bydammene kom bekkeløst, andel strandområde m/sivbelte samt fiskepredasjon ut med større forklaringsgrad enn dammens størrelse. Totalt fosfor synes også å være viktig.

Figur 3.1.8

PCA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**) av pelagiske og littorale småkrepser (vannlopper og hoppekrepser) i Oslo-dammene i forhold til ulike miljøvariabler. Figuren viser de enkelte dammenes plassering. Pilene indikerer økende parameterverdi for miljøvariablene. Se **Figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.



Vannlevende biller

Totalt er det registrert 76 arter av vannlevende biller i de undersøkte dammene. Alle artene er tidligere funnet innenfor regionen, men fem av artene har en begrenset utbredelse og er gitt Rødliste-status (artene har gått tilbake og krever spesielle hensyn og tiltak). Ved en av lokalitetene ble det ikke funnet en eneste bille. Ved de øvrige dammene ble det registrert fra 12 til 29 arter biller. Tretti av de påviste artene ble registrert ved færre enn fire av lokalitetene. En vurdering av hvilke arter som er registrert i regionen og deres miljøkrav indikerer at undersøkelsen fanget opp ca. 70% av dammenes potensielle vannbillearter.

Skogsdammene har i gjennomsnitt færre arter enn by- og isdammene (**Tabell 3.1.7**). Dette skyldes antakelig at de undersøkte skogsdammene ligger i en mer artsfattig naturtype enn de fleste av de øvrige dammene. De mest artsrike dammene har dessuten en relativt variabel vannkantvegetasjon, hvilket betyr et større antall tilgjengelige habitater.

Tabell 3.1.7. Antall arter av vannbiller fordelt på damtype. Antall undersøkte dammer i parentes.

Lokalitet	Artsrikdom	
	Variasjonsbredde	Gjennomsnitt
Bydammer (11)	14 - 29	21
Skogsdammer (4)*	12 - 21	16
Isdammer (10)	13 - 30	22

* Mindedammen med manglende billefunn er ikke inkludert.

Mange ferskvannsorganismer har spesialisert levevis med spesifikke habitatkrav. Dyr som lever ved og på overflaten av vannplanter, på vannoverflaten og på sedimentoverflater er ofte vanskelige å samle inn. For å få med så mange arter som mulig vil det ofte være avgjørende å benytte ulike typer prøvetakingsteknikker i kombinasjon. Billemateriale ble brukt til å sammenligne to ulike innsamlingsmetoder. I 1997 ble det benyttet en standardisert metode (sparkemetoden), og det ble totalt registrert 22 arter av vannlevende biller med et gjennomsnitt på 2 billearter per lokalitet. Fire (19%) av de totalt 21 undersøkte dammene ble registrert uten biller. I 1999 ble det benyttet en kombinasjon av teknikker der alle tilgjengelige billehabitater ble undersøkt med tanke på å fange opp flest mulig arter. Det ble totalt funnet 74 arter med et gjennomsnitt på 20 arter per lokalitet. I kun en (4%) av de til sammen 26 undersøkte lokalitetene ble det ikke funnet noen vannlevende biller. Sammenligning av de to innsamlingsmetodene viste at totalt antall arter ble mer enn tredoblet ved bruk av teknikker som tok mest mulig hensyn til billeartenes levevis.

Billesamfunnene varierer relativt mye mellom lokaliteter og størst er forskjellen mellom bydammene. Resultatet av ordinasjonsanalysene viser en fordeling langs hovedgradientene, med relativt lite overlapp mellom bydammene og isdammene, mens punktene som representerer de fire skogsdammene har en mer intermedieær plassering. (Figur 3.1.9). Mønstre i artsdiversiteten hos vannlevende biller lar seg ikke forklare ved avstand mellom dammene. Parametre som beskriver dammenes størrelse (areal, middel dyp, maksimum dyp, volum) er imidlertid viktig for å forklare forskjeller

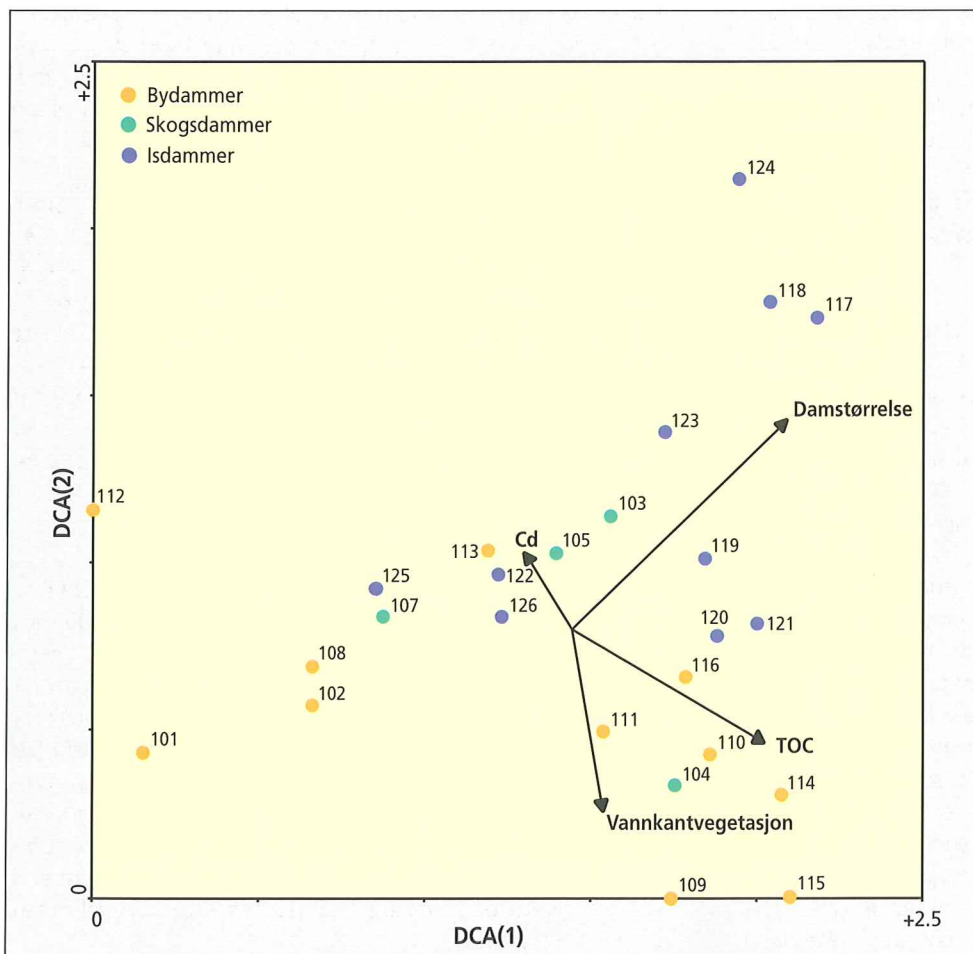
mellom lokalitetene. Billefaunaen synes også å være bestemt av mengde vannvegetasjon i dammen og vegetasjonens sammensetning og struktur samt av dammens produktivitet og innhold av organisk stoff.

Andre invertebrater i gruntvannsområdene

I tillegg til småkreps og vannlevende biller ble det også funnet mange andre invertebrater i gruntvannsområdene. På grunn av de metodene vi brukte er imidlertid art- og individantallet for mange av gruppene underrepresentert. Til tross for dette ble det registrert flere sjeldne arter. Enkelte hører også til "Rødlisten" over truede og sårbare arter.

Det ble funnet totalt åtte sneglearter, men i to av skogsdammene ble det ikke funnet snegl. Begge dammene har lavt kalkinnhold og høyt aluminiuminnhold. En rødliste-art, *Planorbarius corneus* (stor skivesnegl), ble funnet i to av dammene. Begge disse dammene er sterkt tilgrodd og har et stabilt høyt kalkinnhold. Arten er tidligere registrert noen ganske få steder i Sør-Norge, og har fått trusselkategorien sjelden.

Totalt ble det funnet seks iglearter. Dette er de samme artene som ble funnet i en undersøkelse av et 70-talls dammer og småtjern rundt Oslofjorden fra 1996. Sammenligning av de tre damtypene gir ingen indikasjoner på forskjeller med hensyn på iglefaunaen, men flest arter ble registrert fra isdammene som også viser størst innbyrdes variasjon. Generelt synes variasjonen i artsrikhet og individantall å være dårlig korrelert til forskjeller i vannkvalitet og an-



Figur 3.1.9

DCA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**) av vannbiller i Oslo-dammene i forhold til ulike miljøvariabler. Figuren viser de enkelte dammenes plassering. Pilene indikerer økende parameterverdi for miljøvariablene. Se **Figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.

dre miljøforhold. Noe uventet ble størst artsrikhet registrert i en av de minste skogsdammene med liten oppholdstid. Denne lokaliteten hadde også et høyt individantall for mange av artene. For øvrig ble det største artsantallet funnet i dammer med moderat forhøyede fosfor- og nitrogenverdier. En rødliste-art, *Glossiphonia heteroclita* (liten bruskgigle), som har fått vernestatus sjelden, ble funnet i fem av dammene.

Det ble kun funnet tre arter av døgnfluer. Antall arter og fordelingen mellom disse er som man kan vente i næringsrike og/eller forurensede lokaliteter; få, tolerante arter med stor forekomst. Den vanligste arten, *Cloeon inscriptum*, ble registrert i samtlige dammer. Fordi den har vært vanskelig å bestemme, er denne arten først nylig blitt registrert i Norge. Arten er vanlig rundt Oslofjordområdet. Flere arter som ellers er vanlig forekommende på sentrale deler av Østlandet, ble ikke påvist i dammene.

Det ble kun registrert en art steinfluer; *Nemurella pictetii*. Arten er en av få generalister innen denne ordenen. Arten ble registrert i to skogsdammer som ligger bare 1250 meter fra hverandre. Steinfluene regnes ellers som spesialister på rennende og rent vann, og ser ut til å foretrekke innlandet framfor kysten.

Det ble totalt funnet 17 arter av øyenstikkere i de undersøkte dammene. Fra tidligere undersøkelser er det totalt registrert 39 arter av øyenstikkere fra Akershus og 23 arter fra østre del av Buskerud. I en tilsvarende undersøkelse (73 dammer og småtjern rundt Oslofjorden) ble det funnet 23 øyenstikkerarter. For et utvalg av dammene ble det også gjort innsamling av flyvende (voksne) individer. Dette økte artsantallet med 50%. Antall arter per lokalitet varierte mellom 0 og 9, med flest arter i isdammene (13), fulgt av bydammene (11) og skogsdammene (9). Blant alle de tre damtypene ble det funnet dammer med relativt høyt artsantall. I to av bydammene ble det ikke registrert noen øyenstikkere. Det ble funnet to rødlistearter; *Sympetrum vulgatum* og *S. flaveolum*, begge med status sjelden. *S. vulgatum* ble funnet i fire dammer, mens *S. flaveolum* bare ble registrert ett sted. Arten har spredt og fåtallig utbredelse i Norge. Forurensninger sammen med jordbruksvirksomhet er antatt å være en trussel mot artenes utbredelse.

Det ble funnet 19 tegearter. Fra tidligere undersøkelser er det totalt registrert 41 arter av vannlevende tegeer fra Oslo og Akershus. I østre del av Buskerud er det funnet 25 arter. Antallet tegearter er derfor sannsynligvis underestimert, men likevel sammenlignbart med tilsvarende undersøkelser i andre dammer. I en undersøkelse av et 70-talls dammer og mindre tjern rundt Oslofjorden fra 1996 ble det funnet 21 arter. Antall arter per lokalitet varierte mellom 0 og 7. De tre dammene som manglet tegeer, hadde også liten artsforekomst i flere av de andre gruppene av gruntvannslevende invertebrater. Høy turbiditet, periodevis uttapping av vann og svært lav oppholdstid er forhold som reduserer artsrikdommen. Flest arter ble registrert i isdammene (15), fulgt av bydammene (13) og skogsdammene (10). De fleste av de tegene vi fant, har vide miljøkrav, og mange av dem er vanlige i næringsrike dammer og innsjøer med rik vegetasjon. *Callicorixa preusta*, som ble funnet i tre av bydammene samt en av skogsdammene, er tidligere forbundet med forurensede lokaliteter. Bare en av artene har rødliste status; *Hydrometra gracilentia* (arten har gått tilbake og bør overvåkes) ble registrert i tre dammer og er ny for Oslo og Akershus. Ulike typer fysiske inngrep i leveområdet er en trussel mot artene. *Notonecta*

reuteri, som ble funnet to steder, er tidligere funnet bare i et par lokaliteter på Østlandet (i Østfold og Akershus) i Telemark og Aust-Agder.

Blant vårfluene registrerte vi 12 arter. Temporære dammer har gjerne mange vårfluearter, og høye individantall. Vårfluer er gode flygere, og har ingen problemer med å spre seg flere kilometer mellom dammer. I hele seks bydammer ble det imidlertid ikke registrert vårfluer i noen av årene, noe som tyder på sterk negativ miljøpåvirkning. Isdammene hadde størst artsrikdom og individantall. Høyest artsantall, fem arter, ble registrert i tre av isdammene. Disse dammene er større og dypere enn de andre. Det ble funnet en rødliste-art; *Agraylea sexmaculata* (arten har gått tilbake, krever spesielle hensyn og tiltak). Arten er tidligere bare funnet noen få ganger, blant annet i Borrevann i Vestfold og enkelte funn i Telemark og Akershus, og forekommer ellers spredt og er sjelden i Europa forøvrig. Den er lite tolerant for forurensninger og drenering. *Leptocerus tineiformis* ble funnet i to dammer. Denne arten har kun noen enkeltfunn fra Vestfold, er ny for Oslo/Akershus, og må betegnes som sjelden, selv om den ikke står på rødlista. For øvrig mangler mange arter som ellers er vanlige, også i dam-lokaliteter.

Svevemygg

Svevemygg tilbringer larvestadiet i ferskvann og gjennomfører døgnvandring mellom de frie vannmasser og bunnområdene. Det ble tatt forskjellige typer prøver for å få et best mulig materiale av svevemygg-larver.

Det ble funnet svevemygg-larver i 25 av de 26 undersøkte dammene, totalt fire arter. En ny art for Norge ble påvist. *Chaoborus (Peusomyia) pallidus*, som tidligere er beskrevet fra Sørøst-Finland, ble funnet i syv av lokalitetene. Arter av svevemygg opptrer gjerne sammen, og i våre lokaliteter ble alle fire artene funnet i tre av dammene. Alle disse dammene er fisketomme.

Svevemygg trives i dammer og grunne tjern, men enkelte arter kan også finnes i dypere innsjøer. Den vanligste arten var *C. obscuripes*, men *C. crystallinus* var også vanlig i flere av dammene. Tettheten var høyest i dammer uten planktonspisende fisk, og lavest i dammer med effektive planktonspisere som mort, trepigget stingsild og sørv. Med ett unntak er *C. pallidus* bare registrert i fisketomme dammer. Dette stemmer overens med funn andre har gjort. *C. crystallinus* ble påvist i flere dammer med fisk, bl.a. i en dam der det var mort. Det regnes som sjeldent å finne arten sammen med planktonspisende fisk.

Fåbørstemark

Vi fant 22 arter fåbørstemark. I tillegg kommer tre taxa som ikke er bestemt til artsnivå, men som utgjør minst tre arter. Det fins ingen tilsvarende undersøkelse av fåbørstemark i dammer, men i Norge er det i alt påvist ca 50 arter, de fleste er registrert på Østlandet. Vanligst forekommende arter/taxa i vårt materiale er *Lumbriculus variegatus* (20 dammer), tubificidae med hårseta (20 dammer), *Limnodrilus* spp. (21 dammer) og *Nais variabilis/N. communis* (25 dammer). Dette er arter/taxa som også i andre lokaliteter er meget vanlige. Mange arter ble funnet i et fåtall av dammene. Dette er arter som er sjeldne eller kun sporadisk registrert i andre lokaliteter og dammene kan ikke sies å være spesielle med hensyn til artsinventar.

Artsrikdommen i den enkelte dam var liten og varierte mellom to og 11 arter. Lavest artsrikhet (2-3 arter) ble funnet i tre av bydammene. Gruntvannsområdene i mange av dammene har en velutviklet vegetasjonssone der vi trodde at artsmangfoldet var større, spesielt med flere arter fra familien Naididae som lever på plante-stengler og lignende. Årsaken til den lave artsrikdommen i bunn-sedimentet er oksygensvikt i bunnslammet. Antall arter innen Tubificidae er lavt i alle dammene (0-4 arter) og varierte ikke med damtype. For Naididea synes artsrikdommen generelt å være lavest blant bydammene (1-3 arter), spesielt sammenlignet med idammene (2-6 arter).

Fåbørstemark gir verdifull informasjon om forurensingstilstanden i innsjøers dypvannsområder, og det er utarbeidet flere oversikter over artenes forekomst i forhold til innsjøers trofegrad (Milbrink, 1978, 1983, 1994). Disse relasjonene gjenspeiler i stor grad innsjøens oksygensituasjon. Noen arter, for eksempel *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri* og *Potamothenis hammoniensis*, tåler betydelig reduserte oksygenkonsentrasjoner og kan overleve perioder med oksygensvikt. Andre arter, som for eksempel *Spirosperma ferox* og *Stylodrilus heringianus*, er svært ømfintlige for reduserte oksygenkonsentrasjoner. Begge de to sistnevnte artene er vanlige i Norge, men deres beskjedne forekomst i dammene tyder på at oksygenkonsentrasjonene er kritisk i mange av lokalitetene. Forekomst av tolerante arter som *T. tubifex* og *L. hoffmeisteri*, bekrefter dette.

De aller fleste av de påviste artene er vanlige i Norge. Enkelte er imidlertid mer sjeldne og en art, *Potamothenis hammoniensis*, er ikke med sikkerhet påvist i landet tidligere. Den er imidlertid vanlig i Sør-Sverige, Danmark og Europa for øvrig og er muligens i ferd med å spre seg nord- og vestover. Likeledes er *Dero digitata* som ble påvist i to dammer på Nesodden, tidligere bare funnet i Øststjøvannet i Oslo. Begge disse artene har sannsynligvis en

grenset forekomst i Norge og kan karakteriseres som sjeldne. I Europa for øvrig forekommer de i næringsrike vann. Av øvrige arter vi har funnet, er *Nais pardalis* og *Pristina menoni* fåtallige, men kan ikke karakteriseres som sjeldne. Begge er tidligere funnet i Nordre Øyeren. De kan være vanskelige å artsbestemme og så små at de lett overses. Ingen av de påviste artene av fåbørstemark er truet eller sårbare.

Likheter og forskjeller i artsinventar mellom dammene kan i liten grad tilskrives den rommelige fordeling mellom dammene. Korrelasjonen mellom de målte miljøvariablene og den observerte artssammensetningen var svak, og det synes som om de målte parametrene, ut over oksygenforholdene som allerede nevnt, i liten grad forklarer forekomsten.

Fisk

I fiskeundersøkelsene (14 dammer) fant vi 10 arter (Tabell 3.1.8). Som regel har fisken blitt utsatt, men enkelte arter (ørret, mort, ørekyte, gjedde, abbor, stingsild og ål) har lokale bestander i nærliggende vassdrag. Suter, og muligens karuss, hører ikke naturlig hjemme i vår fauna, og deres utbredelse i Norge skyldes utsettinger (Selv om noen mener at karuss er en naturlig forekommende art, har arten uten tvil blitt mye utsatt, for eksempel av munker i middelalderen. Arten kalles derfor også for korskarpe). Omkring halvparten av dammene er fisketomme og har antagelig alltid vært det.

For de ulike fiskeartene er det store variasjoner i tetthet, fiskens kondisjon, alders- og størrelsesstruktur samt vekst.

Bestandene av karuss er tette, men tilveksten er lav og individene er små til tross for at de er relativt gamle slik man ofte finner i dammer. Dette henger sammen med suboptimale leveforhold med stor konkurranse om næring. Også for flere av de øvrige fis-

Tabell 3.1.8. Fiskearter registrert i Oslo-dammene. Oversikten er basert på tidligere undersøkelser, våre studier samt andre ulike kilder. ? betyr at det er sannsynlig at fiskearten finnes i dammen selv om den ikke er registrert.

Art	Vækerødammen	Bygdøy Kongsgård	Soria Moria	Holmenkollen	Voksenkollen	Mindedammen	Båntjernedammen	Borgedammen	Møllesvingen	Linderud N	Linderud S	Hovindammen	Fettdammen	Lindbäckdammen	Andersendammen	Prinsdalsdammen	Hasletangen N	Blylagsdammen	Svarlagsdammen	Gaupmyrdammen	Nydammen	Nordstrand	Høvikvollen	Nærsnes	Bårsrudammen	Spiradammen	Totalt antall dammer
	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	
<i>Anguilla anguilla</i> (ål)																	?			?			x	x		2-5	
<i>Salmo trutta</i> (ørret)							x																				1
<i>Esox lucius</i> (gjedde)													?							x							1-2
<i>Rutilus rutilus</i> (mort)																					x						2-3
<i>Phoxinus phoxinus</i> (ørekyt)			?			x	x																				2-3
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (sørv)																									x		1
<i>Tinca tinca</i> (suter)																								x	x		2
<i>Carassius carassius</i> (karuss)					x	x					x		?	x	x		x	x									6-8
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (trepigget stingsild)																								x			1
<i>Perca fluviatilis</i> (abbor)														?						x							1-2
Ukjent art								?															x				1-2
Totalt antall arter	0	0	1?	0	1	2	2	1?	0	0	1	0	4?	1	1	0	1-2	1	0	3-4	0	0-1	2	3	2	1	

keartene viser aldersstrukturen tegn på at forholdene ikke var gunstige.

Generelt kan vi si at mageinnholdet kun delvis gjenspeiler fiskens levevis slik vi kjenner den fra litteraturen. Karpefiskene mort og karuss hadde mye slam og planterester i magene i tillegg til en del insekter og krepsdyr. Det samme gjaldt delvis for suter. Disse artene er ofte knyttet til vegetasjonen i strandsonen der de ernærer seg av vannplanter samt små dyr som lever på mudderoverflater og på vannplanter. Sørv og abbor hadde først og fremst ernært seg av fjærmygg, som lever i mudderet. Abboren hadde i tillegg tatt mye plankton-littorale krepsdyr. Sørv hadde ikke tatt krepsdyr til tross for at denne arten skal være en effektiv planktonspiser. Når det ble registrert et mye bredere spekter av næringsemner hos karuss, så skyldes nok dette delvis at arten er best undersøkt, men også at dette er en art som tar et meget vidt spekter av næringsemner.

Vi fant ingen parasitter på karussen. Dette skyldes at bestandene er isolerte på grunn av liten kontakt mellom dammene. Bestandene er også utsatt for store svingninger med massedød fulgt av kraftige årsklasser slik at det er stor sjansen for at eventuelle parasitter skal forsvinne.

Amfibier

Liten salamander (*Triturus vulgaris*) ble registrert i 19 av dammene mens stor salamander (*T. cristatus*), vanlig frosk (*Rana temporaria*), spissnutefrosk (*R. arvalis*) og padde (*Bufo bufo*) er registrert i henholdsvis syv, to, seks og seks lokaliteter. Alle de fire dammene uten registrering av amfibier har fisk, men dammene varierte med hensyn til fiskesamfunnets sammensetning. Av de 22 dammene der det ble registrert amfibier er halvparten fisketomme. Våre fiskeundersøkelser viste imidlertid at både mort, suter, karuss og abbor var til stede i dammer med amfibier. Tre av de registrerte amfibieartene er inkludert i rødlista for truede arter i Norge; liten salamander (sårbar), stor salamander (direkte truet) og spissnutefrosk (sjelden). Direkte ødeleggelse av leveområdene er den viktigste trusselen mot amfibiene, som er på tilbakegang over hele verden. Dammer og fisketomme tjern anses som deres viktigste livsmiljø, og drenering eller gjenfylling av disse i samband med for eksempel landbruk eller samferdselsformål, vil være en direkte trussel mot artenes framtidige eksistens, det samme gjelder utsetting av enkelte fiskearter som ørret.

3.1.5 Hva karakteriserer det biologiske mangfoldet i by- og tettstedsnære dammer?

Artsrikdommen i de enkelte dammene var generelt sett lav. Eksempler fra ulike grupper er vist i **Figur 3.1.10**. Hvis vi ser på dammene samlet, var artsrikdommen ganske forskjellig for de ulike organismegruppene. For bunndyr som fåbørstemark og fjærmygg var det totale artsantallet lite. Dette gjelder også noen insekter med vannlevende larvestadier som teiger, og strandlevende former som snegl, døgnfluer, øyenstikkere og vårfluer. Derimot viste krepsdyr (vannlopper og hoppekreps), svevemygg, amfibier og fisk et uventet høyt artsantall i dammene totalt sett. **Tabell 3.1.9** viser en oversikt over antall arter som ble påvist sammenlignet med antall kjent fra regionen, fra Norge og vår forventning basert på miljøforholdene i dammene. For planter og planteplankton var det

ikke mulig å gi noen fornuftig forventning, siden erfaringsgrunnlaget med så små vannforekomster var for tynt. For en del av de strandlevende og semiakvatiske formene vet vi at innsamlingsmetodene ikke var optimale (jfr. avsnittet om billefaunaen). Likevel vil vi ventet 2-3 ganger så mange arter for flere av disse gruppene.

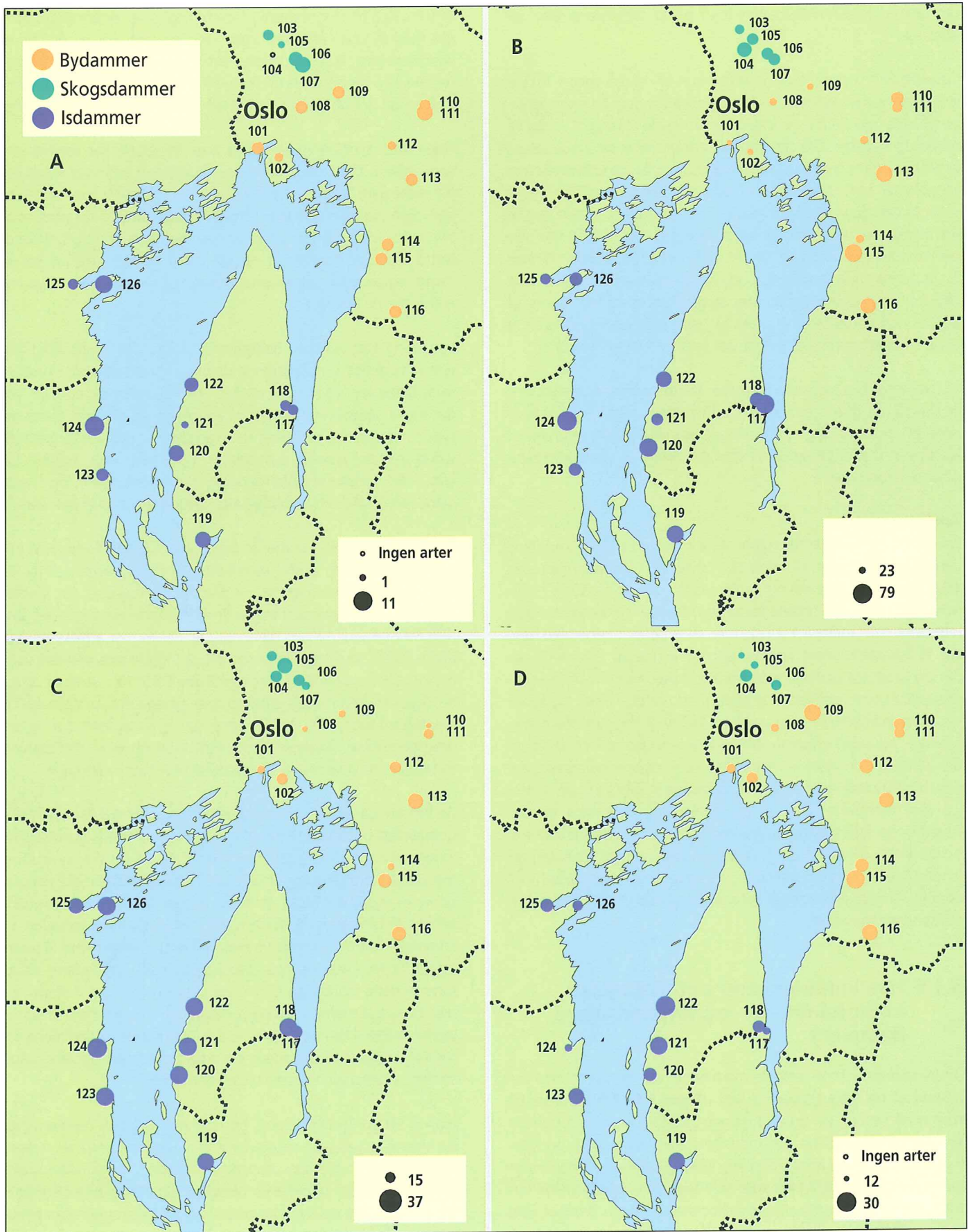
Noen arter synes å være typiske damformer og har vært ansett som sjeldne. Disse undersøkelserne, kombinert med nye resultater fra andre dam-lignende habitater, viser at slike arter kan være vanlige, men mangler i innsjøer. Trolig skyldes dette at fiskepredasjonen er lav eller mangler i mange dammer, spesielt i bydammene. Dette kan også forklare at det ble påvist mange arter av svevemygg, og at gråsugge (*Asellus aquaticus*) var vanligere i bydammene enn de øvrige.

Spredning kan være en begrensende faktor for artsutvalget. Da ville vi forventet at nærliggende dammer lignet hverandre i artsutvalg. Dette var i liten grad tilfellet. For fåbørstemark og biller var det ingen sammenheng mellom artsutvalg og avstand, mens en svak sammenheng ble påvist for krepsdyrene. Heller ikke genetisk variasjon hos *Daphnia* samvarierte med geografisk avstand (se kap. 3.3). Bydammene var generelt svært heterogene, og f. eks. blant vannplantene var mange arter begrenset til en enkelt dam.

Artsrikdom i enkelt-dammer er også relatert til miljøforhold. Vi har påvist at det er en positiv sammenheng mellom artsantall av for eksempel biller og krepsdyr og dammenes størrelse. For planteplankton synes sammenhengen med mengde næringssalter klarere. Selv om isdammene gjennomgående var mer artsrike enn de andre, synes ikke artsrikhet i seg selv å utgjøre noe markert skille mellom de tre typene av dammer (**Tabell 3.1.10**). Utvalget av arter skiller imidlertid bedre mellom disse typene. For vannplanter og planteplankton skilte bydammene seg ganske klart fra is- og skogsdammene. Analyser av krepsdyrfaunaen viste den samme forskjellen, men skilte også ut skogsdammer fra bydammer.

De bynære dammene deler mange egenskaper med dammer i kulturlandskap og naturlige dammer. At dammer ofte er ganske ulike innbyrdes henger trolig sammen med at de rett og slett er små, og mer utsatt for å bli dominert av noen få miljøfaktorer. Små populasjoner er også mer utsatt for å dø ut pga. tilfeldige svingninger i tetthet. Kombinert med stor avstand mellom dammer (isolasjon) vil dammene lett bli heterogene biologisk sett. Bydammene er svært utsatt for forurensning med næringssalter. De sekundære effektene av dette (dårlige lysforhold og oksygenvinn om vinteren) bidrar trolig til å redusere biologisk mangfold. Direkte effekter av miljøgifter har vi ikke kunnet påvise, selv om mange av dammene var forurenset. Noen av dammene blir også tappet ned, og slike "katastrofer" vil selvsagt redusere biologisk mangfold.

Hvis vi ser på bylandskapet biologiske mangfold, representerer dammene et vesentlig supplement til innsjøene i området. I dammene forekom arter som mangler i innsjøene, og en rekke rødlistearter ble påvist. Dammenes økologiske og biologiske heterogenitet er en viktig del av dette bildet. Denne heterogeniteten henger trolig sammen med direkte inngrep og forurensning, men også med isolasjon og egenskaper ved små habitater generelt. Resultatene bekrefter at dammer og små tjern må regnes med både i inventering av lokalt biologisk mangfold og i arealforvaltning i tettbygde strøk.



Figur 3.1.10

Artsrikdom av utvalgte grupper planter og dyr i Oslo-dammene. Størrelsen på sirklene er proporsjonalt med antall arter. Minimum og maksimum antall arter er vist for hver gruppe. A. Vannplanter (Makrovegetasjon), B. Planteplankton, C. Småkreps (vannlopper og hoppekreps), D. Vannlevende biller. Se **Figur 3.1.1** for nærmere angivelse av dammene.

Tabell 3.1.9. Registrert artsrikdom, fordelt på organismegrupper, i 26 undersøkte dammer i Oslo-området i 1997-99 sammenlignet med tidligere registrert artsrikhet i hhv. Akershus, Sørøst-landet og Norge. Nye funn (vår undersøkelse) er inkludert i tallene som er presentert i parentes. Ved vurdering av manglende arter er det tatt utgangspunkt i arter som er registrert innenfor regionen (vanligvis SØ-landet) og fratrukket svært sjeldne arter og arter som har spesielle habitatkrav og levevis.

Organismegruppe	Artsrikdom				
	Dette studium	Akershus	SØ-landet	Norge	Mangler Relativt til forventning
Tracheophyta (karplanter)	23		74	97	?
Charophyta (kransalger)	2		17	18	?
Cyanophyceae (blågrønnalger)	17			104	?
Chlorophyceae (grønnalger) ¹	133			447	?
Chrysophyceae (gullalger)	57			158	?
Bacillariophyceae (kiselalger)	45			155	?
Cryptophyceae (svelflagellater)	18			33	?
Dinophyceae (fureflagellater)	25			69	?
Andre algegrupper ²	21			62	?
Gastropoda (snegl) ^d	8	21	25 ^b	27	3
Hirudinea (igler)	6	-	14 ^c	15	?
Oligochaeta (fåbørstemark)	25	-	48 (49) ^c	50 (51)	?
Cladocera (vannlopper)	47	64 (70)	79 ^b	84	9
Calanoida (calanoide hoppekreps)	4	5	11 ^b	14	1
Cyclopoida (cyclopoide hoppekreps)	24	30 (33)	35 ^b (36)	36 (37)	5
Isopoda (gråsugge)	1	1	1 ^b	1	0
Ephemeroptera (døgnfluer)	3	25	34 ^a	44	6
Plecoptera (steinfluer)	1	23	29 ^b	35	1
Odonata (øyenstikkere)	17	39	43 ^a	45	?
Heteroptera (teger) ^d	19	40 (41)	47 ^a	51	?
Coleoptera (biller) ^d	76	165	209 ^a	239	29
Trichoptera (vårfluer)	12	113 (114)	162 ^b	191	14
Chaoboridae (svevemygg)	4	-	3 ^c (4)	6 (7)	0
Osteichthyes (fisk)	10	37	39 ^b	45	-6
Amphibia (amfibier)	5	5	5 ^b	6	0

¹ Inkluderer desmidiaceene

² Euglenophyceae (øyealger), Raphidophyceae (nåleflagellater), Xanthophyceae (gulgrønnalger) og μ -alger

^a Særlige deler av Østlandet (Østfold, Akershus, Hedmark sør, Oppland sør, Buskerud øst, Vestfold

^b Østlandet inkl. Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud og Vestfold (registreringer for det enkelte fylke finnes)

^c Østlandet inkl. Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold og Telemark (registreringer for det enkelte fylke finnes ikke)

^d Kun arter med akvatisk levevis i hele eller vesentlige deler av livssyklusen.

Tabell 3.1.10. Eksempler på mønstre i artsrikdom og artssammensetning av organismegrupper og miljøfaktorer som forklarer disse mønstrene.

Organismegruppe	Mønstre		Forklaringsvariable
	Artsrikdom	Sammensetning	
Plantep plankton	Bydammer lavere	Bydammer distinkte	Trofigrad, turbiditet
Makrovegetasjon	Skogsdammer lavere	Bydammer distinkte	Trofigrad, kalsium
Krepsdyr	Isdammer høyere	Tre damtyper distinkte	Damstørrelse, trofigrad, samlet areal av nabodammer, fiskepredasjon
Vannbiller	Skogsdammer lavere	Tre damtyper distinkte	Damstørrelse, vannkantvegetasjon, trofigrad, organisk stoff
Fåbørstemark	Ingen forskjeller		Ingen forskjeller

3.2

Biologisk mangfold i dyreplanktonsamfunn langs en predasjons- og trofigradient (Innsjøer i Bergen-området)

Anders Hobæk, Tom Andersen og Truls Hansen

3.2.1 Innledning

I instituttprogrammets første fase ble det utarbeidet en kunnskapsstatus for dyreplankton og littorale krepsdyr. Der ble det påvist at artsrikdommen hos dyreplankton varierer både med innsjøenes produktivitet og av hvilke predatorer som var der. For å teste dette har vi sammenstilt data fra 36 innsjøer i Bergen. Til forskjell fra Oslo-dammene er alle lokalitetene i Bergen temperaturmessig sjiktet, og må dermed regnes som innsjøer selv om noen av dem var ganske små.

Ideen bak denne studien var å utvide grunnlaget for å se på sammenhengene mellom næringsrikdom, predasjon og artsrikdommen av dyreplankton. Kunnskap om slike sammenhenger er viktig fordi utsetting og kultivering av fisk er vanlig i små dammer og tjern nær tettsteder, samtidig som at slike lokaliteter ofte er utsatt for stor tilførsel av næringsalter (eutrofiering).

3.2.2 Innsjøer i Bergens-området

De 36 innsjøene varierte i størrelse fra 0,003 til 3,4 km², og fra 3,9 til 100 m i maksimaldyp. I næringsrikdom varierte vannene fra SFT-klasse II (7-11 µg Tot-P L⁻¹) til klasse V (> 50 µg L⁻¹). Gradienten for fiskepredasjon varierte over et kort spenn fordi det er få naturlig forekommende arter i innsjøer på Vestlandet. Av spesiell interesse var imidlertid innsjøer uten pelagisk fiskepredasjon. Dette forekommer i en rekke mindre innsjøer der gjedde er satt ut, og denne har bortimot utryddet de artene som var der før. I det landsdekkende materialet som vi analyserte i den første rapporten fra instituttprogrammet, er stor næringsrikdom assosiert med høy fiskepredasjon, og betydningen av disse faktorene kan derfor vanskelig skilles. Datasettet fra Bergen omfatter derimot næringsrike lokaliteter uten fiskepredasjon.

Laveste predasjonsklasse (klasse 1) i de tidligere analysene er innsjøer med bare ørret. Denne fiskearten kan beite på dyreplankton. Innsjøer med bare gjedde plasserte vi i predasjonsklasse 0. Dette



Foto: Camilla Grimsby

Tabell 3.2.1. System for inndeling i abundansklasser av dyreplankton.

Klasse	Betegnelse	Beskrivelse
0	Ingen	Ikke tilstede i hele sesongen
1	Sjelden	Få individer i løpet av sesongen
2	Vanlig	Tilstede hele sesongen eller høy tetthet på enkelte tidspunkt
3	Dominerende	Tilstede hele sesongen og mer enn vanlig på minst ett tidspunkt

er en utvidelse av det opprinnelige systemet med klasse 1-6. Høyeste predasjonsklasse i Bergen var klasse 3 (innsjøer med stingsild, ørret og røye). Ellers forekommer karuss utsatt i enkelte innsjøer i Bergen, uten at den er inkludert i vår undersøkelse. Denne arten beiter bare på dyreplankton i en kort periode som yngel, og utover dette antas den å ha liten påvirkning på dyreplanktonet.

Alle lokaliteter er undersøkt minst fire ganger gjennom en sesong. For hver innsjø ble miljøfaktorene sammenfattet i en matrise. Fysiske faktorer omfattet innsjøenes areal, maksimaldyp, middeldyp, teoretisk tid for utskifting av vannet, siktedyp og høyde over havet. I tillegg tok vi med kategorivariabler (1 eller 0) for om innsjøene var regulerte og om det lå andre innsjøer i direkte forbindelse oppstrøms med kortere avstand enn 1 km. Kjemiske faktorer som inngikk var vannets elektriske ledningsevne (konduktivitet), pH, totalt innhold av organisk karbon (TOC), nitrogen (Tot-N) og fosfor (Tot-P). For alle parametrene er det benyttet middelerverdi av 4-6 målinger. Oksygen ble også inkludert som parameteren Oksygenvinn. Denne var beregnet som fraksjon av maksimaldyp der oksygen var målt til lavere enn 1,0 mg/l i løpet av produksjons-sesongen, og varierte mellom 0 og 1.

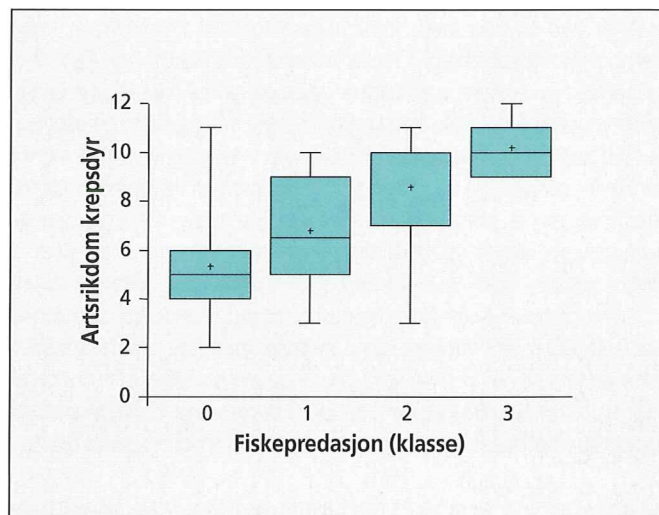
Videre inkluderte vi biologiske forhold som fiskepredasjon, tetthet av svevemygg (*Chaoborus flavicans*) og algebiomasse (algevolum). Fiskepredasjon ble kategorisert i klasser fra 0 til 3 som beskrevet over.

Artsinventar av dyreplankton er bestemt utfra vertikale håvtrekk (maskevidde 90 µm). Hver art i dyreplanktonet ble scoret til mengdeklassene 0-3 (Tabell 3.2.1). Vi scoret både svevemygg, krepsdyr og hjuldyr etter dette skjemaet. Bare pelagiske arter er tatt med i analysene, selv om en rekke littorale arter forekom i håvtrekkene.

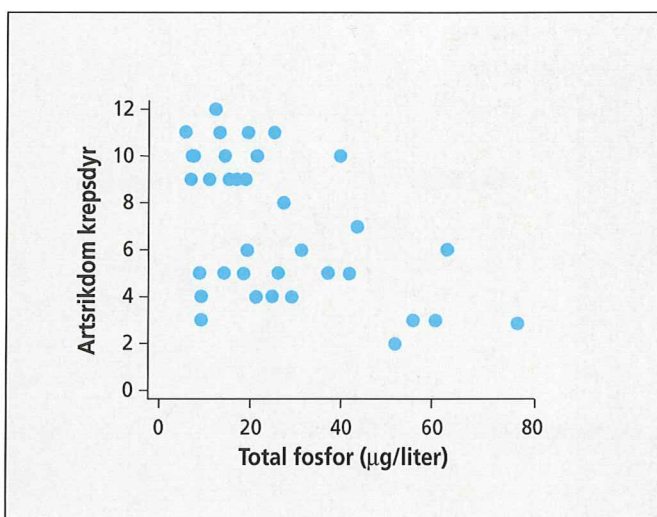
3.2.3 Artsrikhet hos dyreplankton i forhold til miljøgradienter

Krepsdyrenes artsrikdom ble analysert i forhold til en rekke miljøvariabler med multippel regresjon. De viktigste faktorene i denne analysen var fiskepredasjon, total-fosfor, konduktivitet og oksygenvinn. I alt kunne 72% av variasjonen i artsrikdom forklares av disse fire variablene. Artsrikheten økte med fiskepredasjonen (Figur 3.2.1) og avtok med økende næringsinnhold i vannet (Figur 3.2.2). Variabler som falt ut av modellen var innsjøenes areal, middeldyp, algebiomasse, siktedyp og forekomst av svevemygg.

Vi analyserte også betydningen av de samme miljøvariablene på artssammensetning av dyreplankton. Hvis vi tar i betraktning krepsdyr og hjuldyr sammen, viste det seg at konduktivitet, innsjøvolum, Tot-P, fiskepredasjon og svevemygg alle bidro til å forklare artsrikheten (Figur 3.2.3). De fleste artene har tyngdepunkt i 'normale'

**Figur 3.2.1**

Artsrikdom hos krepsdyrplankton i 36 innsjøer i Bergen. Boksene omslutter 50% av observasjonene. Vertikale streker angir variasjonsbredden, middelerverdien er angitt med kryss inne i boksen, og medianverdien er gitt ved horisontal strek.

**Figur 3.2.2**

Artsrikdom hos krepsdyrplankton plottet mot middelkonsentrasjon av totalt fosforinnhold i 36 innsjøer i Bergen.

innsjøer med noe fiskepredasjon og lite svevemygg. Enkelte planktonarter som *Daphnia pulex*, *D. longispina*, *Diacyclops bicuspidatus*, *Keratella quadrata* og *Filinia longiseta* har derimot tyngdepunkt i innsjøer med lite eller ingen pelagisk fisk, men med mye svevemygg. Flere av disse artene er ofte ansett som damformer, men i disse lokalitetene lever de også i de frie vannmassene.

Det er uklart hvorfor konduktivitet gir signifikant forklaringsverdi, siden det ikke er kjent at artene kan ha preferanse for ionestyrke i det intervallet som lokalitetene dekker. Imidlertid var det sammenheng mellom konduktivitet og innsjøstørrelse og med en rekke parametre som varierer med denne, f. eks. innholdet av nærings-salter og organisk materiale. Det er derfor mulig at konduktivite-ten representerer et helt sett av størrelsesrelaterede miljøvariabler.

I innsjøene uten fisk eller bare med gjedde var det få arter dyreplankton med en uvanlig artssammensetning (**Figur 3.2.1**). Det lave artsantallet kan skyldes sterk konkurranse mellom artene, som ellers dempes av fiskepredasjon. Typisk for disse lokalitetene er også tette bestander av svevemygg. Denne gruppen synes ikke å utøve den samme predasjonseffekten som fisken, men enkelte arter krepsdyr viser påfallende lave tettheter eller mangler i innsjøene. Det er derfor mulig at svevemygg er i stand til å desimere enkelte arter sterkt. Imidlertid er det andre egenskaper ved innsjøene med svevemygg som trolig er viktige i dette bildet. Svevemygg synes å favoriseres av lavt oksygeninnhold i bunnvannet, som de tåler godt. Oksygenvinn i bunnvannet utelukker samtidig de fleste andre arter fra dypvannet. Dette forekommer vanligst i små innsjøer med høy organisk belastning, enten fra høy produksjon som følge av gjødsling, eller fra organisk stoff (humus) fra nedbørfeltet. Redusert romlig variasjon i det tilgjengelige habitatet kan i seg selv medvirke til redusert artsrikdom.

Analyser av slike sammenhenger avhenger i stor grad av spennet i miljøgradienter som dekkes i datasettet. Man skal derfor være varsom med å generalisere artenes habitatkrav etter deres fordeling i ordinasjonsdiagrammet (jfr. **Figur 3.2.3**). Som eksempel kan

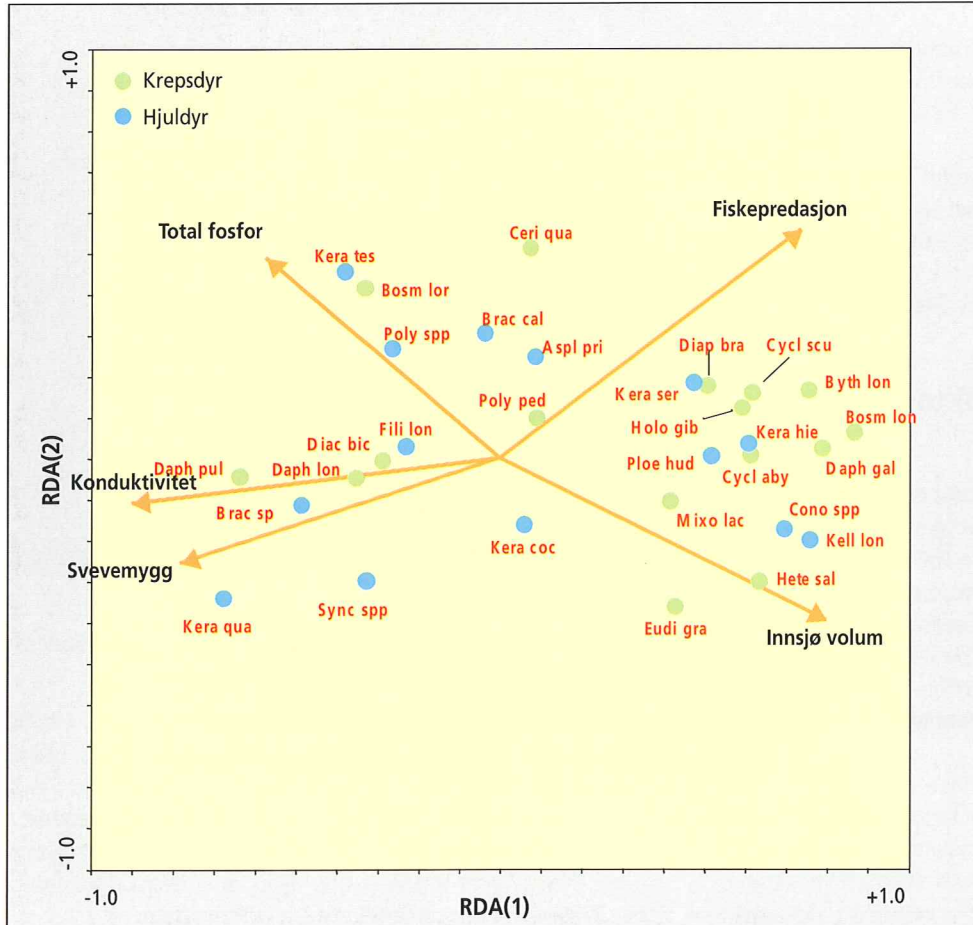
Bosmina longirostris gi inntrykk av å tåle lite fiskepredasjon ut fra denne figuren. Vi vet imidlertid at arten i andre innsjøer kan tåle ganske intens predasjon. Det tilsynelatende avviket skyldes at ingen innsjøer med virkelig høy fiskepredasjon er med i datasettet. Plasseringen av enkelt-artene i diagrammet gir derfor et lokalt bilde, og representerer miljøgradientene i det aktuelle datasettet.

3.2.4 Konklusjoner

Fiskepredasjon har en markert positiv effekt på artsrikdom hos dyreplankton (svært intens predasjon kan imidlertid ha negativ effekt). Predasjon fra virvelløse dyr kan også være viktig, men deres effekt er annerledes enn den fisken påfører planktonet.

Små innsjøer er følsomme for forurensning med nærings-salter og for manipulering med fiskebestander. Kraftig reduksjon av fiskebestanden fører til artsfattige dyreplanktonsamfunn, særlig i kombinasjon med tilførsler av nærings-salter. Effektene av denne påvirkningen er trolig større enn det vi kan måle som følge av andre typer forurensning, f. eks. miljøgifter.

Artsutvalget av dyreplankton viser større innbyrdes likhet i små fiske-tomme innsjøer enn i større innsjøer med normale fiskebestander. Dette er en effekt på landskapsnivå, som i Bergen har fått et overraskende stort omfang og berører en vesentlig andel av byens innsjøer. Dersom slike endringer bare forekommer i et fåtall lokaliteter vil derimot regionalt mangfold kunne berikes av disse effektene, fordi uvanlige arter med spesielle miljøkrav kan etablere seg.



Figur 3.2.3

RDA-analyse (se **Rammeartikkel 3.1.1**) av artssammensetning av dyreplankton mot miljøvariabler i 36 innsjøer i Bergen. Bare statistisk signifikante miljøvariabler er med. Artsnavn er gitt ved de første tegn fra slekts- og artsnavn, som f.eks. Holo(pedium) gib(berum). For slektene Synchaeta, Polyarthra og Conochilus inngår flere arter (gitt som spp), mens Brac sp. er en ubestemt art av Brachionus. Bosmina-artene er gitt ved *Bosm lon* (*B. longispina*) og *Bosm lor* (*B. longirostris*).

3.3

Genetisk mangfold hos vannloppen *Daphnia rosea*

Gry Tveten og Anders Hobæk

3.3.1 Innledning

Hovedvekten i dette programmet er lagt på artsmangfold. Et annet viktig nivå av biologisk mangfold er variasjon innen arter (genetisk variasjon). Dammer er små habitater i forhold til innsjøer, og populasjonene er derfor mindre. Hvis vi antar at det foregår spredning av organismer mellom disse lokalitetene kan grupper av lokaliteter betraktes som en metapopulasjon. Mange av dammene som tidligere fantes i Oslo er borte, og dammene er dermed blitt mer isolerte fra hverandre enn før. Dette kan medføre større grad av innavl og større forskjeller mellom isolerte populasjoner av samme art. Det kan også tenkes at marginale populasjoner er avhengige av kontinuerlig immigrasjon, og at de dermed vil dø ut med økende isolasjon fra andre habitater.

I forbindelse med undersøkelsene av dammer i Oslo ble det utarbeidet en hovedoppgave ved NTNU av Gry Tveten. Arbeidet var også knyttet til et pågående NFR-prosjekt ("Genetisk diversitet hos krepsdyrplankton i norske innsjøer"). Oppgavens tema var genetisk fragmentering av en antatt metapopulasjon av vannloppen *Daphnia rosea*, som er vanlig forekommende i Oslo-dammene. Basert på materialet fra 1998 var arten påvist i 20 dammer. Materiale for genetiske analyser ble samlet inn i 1999, og tilstrekkelig antall dyr for analyser ble fanget i 13 av disse.

Vannlopper formerer seg generelt med vekslende kjønn og ukjønn (klonal) formering. Ukjønn formering dominerer vanligvis fra vår til høst, det er da sjelden å se hanner. I denne perio-

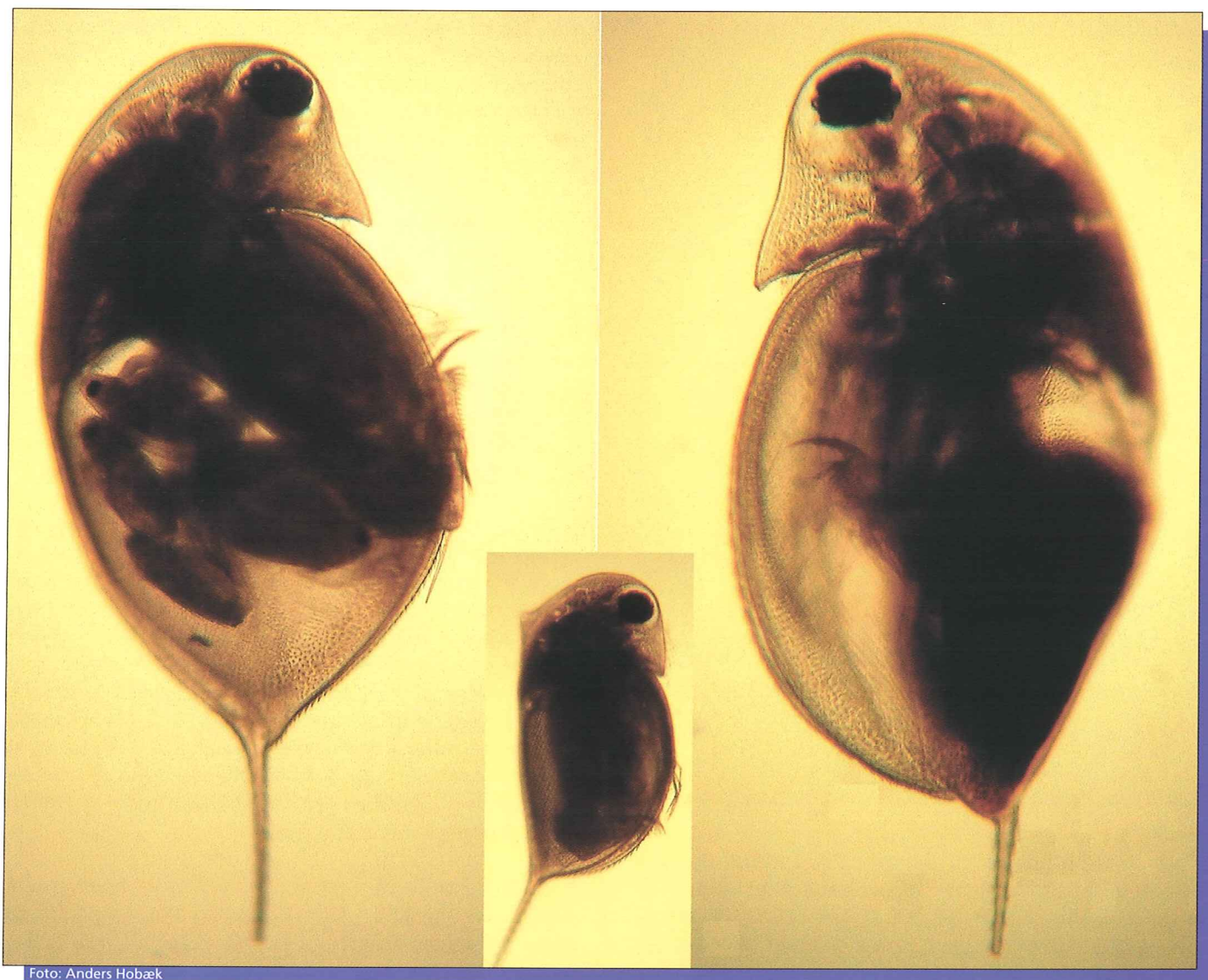
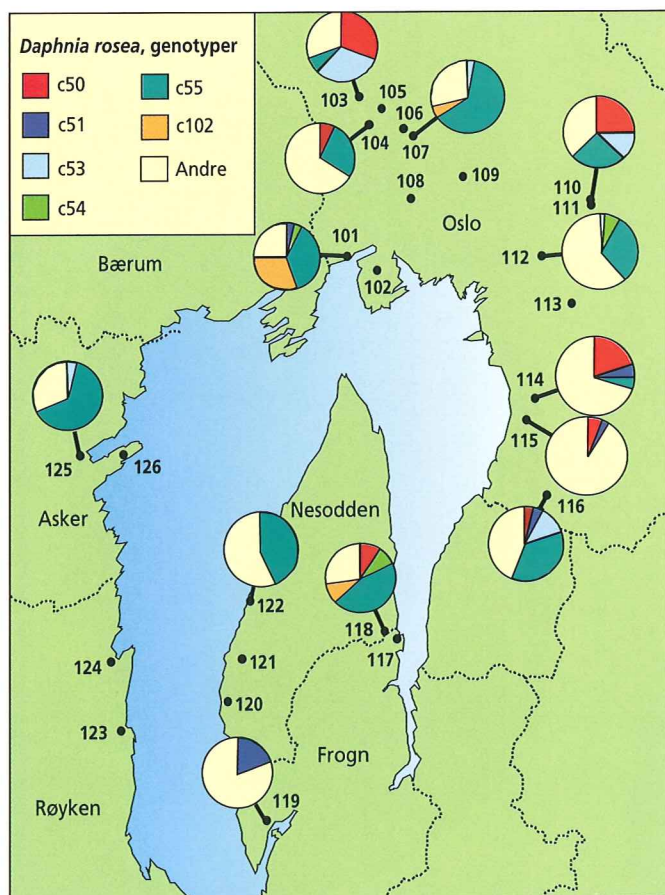


Foto: Anders Hobæk

den kan populasjonen bestå av mange kloner, og mengdeforholdet mellom disse skifter gjerne gjennom sesongen. Konkurransen mellom kloner kan også føre til reduksjon i klonalt mangfold. Om høsten skifter dyrene mer eller mindre synkront til en kjønnnet fase. Både hanner og hunner opptre, og befruktning fører til dannelsen av hvileegg som kapsles inn i en del av morens skall. Dette er altså en normal kjønnnet formeringsfase, der avkommet arver gener fra både mor og far. Hvileeggene er meget motstandsdyktige mot frost og tørke, og kan overleve passasje gjennom tarmkanalen hos fisk og fugl. Derved kan de lett spres fra en dam til en annen. I dammene antar vi at det bare er hvileegg som overlever vinteren, og gir utgangspunkt for neste års populasjon. I innsjøer kan imidlertid produksjonen av hvileegg være beskjeden og spille en mindre rolle, siden populasjonene kan overleve vinteren som aktive dyr også under isen. Dette innebærer lange perioder uten kjønnnet formering (rekombinasjon), mens dampopulasjonene altså har en mer 'normal' genetikk.

3.3.2 Analyse av genetisk variasjon

Studien er basert på genetisk variasjon hos *Daphnia rosea* i 13 dammer. Materialet er i hovedsak basert på innsamling i august-september 1999. Analysene av genetisk variasjon ble gjort som



Figur 3.3.1

Klonal sammensetning i 13 dammer i Oslo-området. 6 kloner (7-locus genotyper) forekom i 5 eller flere dammer. Andelen av disse 6 klonene er vist for hver dam. De gule delene av diagrammene omfatter 90 kloner som bare fantes i 4 eller færre dammer (de fleste bare i én dam).

elektroforese av enzymer. Disse proteinene kan foreligge som genetisk betingete varianter. Separasjon av enzymer ble utført på celluloseacetat, og enzymvariantene synliggjort med spesifikk farging. Totalt 11 enzym-systemer ble analysert. Av disse viste 10 polymorfisme (forelå i ulike varianter som kunne påvises med elektroforese), men to av dem viste svært liten variasjon. Det var ikke praktisk mulig å analysere alle 11 enzymene fra hvert av de vel 1600 individene. Kloner ble karakterisert som unike genotyper basert på variasjon i 7 enzymer (7-locus genotyper).

Senere har vi også sett på variasjon i DNA fra cellekjernen. Ved hjelp av den såkalte polymerase-kjedereaksjonen (PCR) mangfoldiggjorde vi et DNA fragment på ca. 1500 basepar. Ved å kutte disse DNA-fragmentene med spesielle enzymer får vi artsspesifikke mønstre. Dette arbeidet er ikke avsluttet, men har vist at *Daphnia longispina* slik navnet brukes i Norge omfatter minst to arter. Dyrene som er analysert fra Oslo-dammene, tilhører en art som trolig bør betegnes som *D. rosea*. I det følgende blir arten omtalt slik.

3.3.3 Klonal variasjon og geografisk fordeling

Basert på 7 enzymer ble det påvist 96 distinkte 7-locus genotyper eller 'kloner'. Dette er åpenbart et underestimat av total klonal diversitet. Analyse av flere enzym-systemer og flere individer ville utvilsomt ha påvist flere kloner. Dette indikeres også av at 71 kloner bare ble påvist som enkelt-individer. Seks kloner ble påvist i 5 eller flere dammer, og utgjorde ca. 44% av individene. **Figur 3.3.1** viser forekomst av klonene i dammene.

Alle dammene var signifikant forskjellige fra hverandre i genetisk sammensetning. Resultatene indikerer en betydelig fragmentering i populasjonenes genetiske struktur. Dette kan uttrykkes som indeksen F_{ST} (andelen av total genetisk variasjon som skyldes forskjeller mellom populasjoner). Denne viste svært stor genetisk differensiering ($F_{ST}=0,252$) mellom populasjoner. Bare mellom noen få av dammene var graden av differensiering liten. Tilsvarende indeks for innavl (F_{IS}) beregnet over alle populasjoner lå også høyt ($F_{IS} = 0,424$). Dette gjenspeiler også at utvekslingen mellom populasjoner er liten.

Det var ikke noe tydelig geografisk mønster i klonenes fordeling, og ingen sammenheng mellom likhet i klonal sammensetning og geografisk avstand. Dette resultatet bekrefter tilsvarende analyser fra andre steder, og tyder på at dagens genetiske sammensetning i populasjonene først og fremst er preget av de dyrene som først etablerte seg i den enkelte dam (såkalte founder-effekter). Store mengder hvileegg i bunnsedimentet fra de opprinnelige klonene fører trolig også til at immigranter har vanskelig for å etablere seg permanent. Likevel er klonal sammensetning ikke statisk, og vi fant signifikante endringer innen populasjoner gjennom sommer-sesongen. Vi har imidlertid ikke data til å se på endringer i klonal sammensetning fra ett år til et annet.

Opptil 56 kloner ble påvist i én enkelt dam (Andersendammen) når vi kombinerer resultatene fra tre tidspunkt i 1999. Basert bare på prøver fra august/september var antall kloner pr. dam 9,15 i gjennomsnitt, og varierte mellom 4 og 22 kloner pr. dam. Det

kunne ikke påvises noen sammenheng mellom forurensning (næringsalter) og klonal diversitet. Likeledes var det ingen sammenheng mellom artsrikdom av krepsdyr i dammene og klonalt mangfold. Det synes derfor som klonalt mangfold er regulert av andre faktorer, og det kan tenkes at en del av den klonale variasjonen er tilfeldig eller har historiske årsaker.

Teoretisk kan effektivt antall migranter mellom populasjoner beregnes på grunnlag av frekvensene av genetiske varianter (alleler). Slike beregninger gir i gjennomsnitt ca. 13 immigranter per dam og år. I betraktning av at *Daphnia* generelt regnes å ha god spredningsevne og av at mange av populasjonene er store (flere tusen individer), er dette tallet forbausende lavt. Estimater indikerer hvor mange "fremmede" individer som har bidratt til dagens populasjon, og ikke hvor mange hvileegg som er spredd til en dam. Dette er avhengig av passiv spredning, og det er antatt at fugl er den viktigste transportmekanisme. Det har ikke lyktes å framskaffe data for lokale fugletrekk for å relatere til estimater av migrasjonsrate mellom de enkelte dammene. Dersom regulære trekkveier finnes, vil de kunne ha en viktig strukturerende rolle i en slik metapopulasjon. For Oslo-dammene er trolig stokkand den viktigste fuglearten, men denne har vist seg som en mindre effektiv spreder enn andre ender, blant annet fordi de er plantespisere. I tillegg synes stokkand å bevege seg nokså tilfeldig mellom dammene og innsjøene uten faste trekkveier.

I alle dammer unntatt én, var genfrekvensene signifikant forskjellig fra tilfeldig forventning. Dette mønsteret antas delvis å henge sammen med synkron klekking av hvileegg om våren kombinert med ukjønnnet formering gjennom sommeren. Selv om dampopulasjonene må antas å ha kjønnnet formering hvert år fant vi altså en markert effekt av klonal formering gjennom sommerhalvåret. Mønsteret er typisk for dampopulasjoner av *Daphnia*.

De større innsjøene i området inneholder andre *Daphnia*-arter. To potensielle innsjøer ble undersøkt (Ulvenvann i Asker og Trollvann bak Grefsenåsen). Begge innsjøene hadde arter som er bedre tilpasset beiting fra fisk. Trollvann er trolig typelokalitet for *Daphnia rosea*, men er kraftig endret bl.a. gjennom utsetting av mort. Den

opprinnelige *D. rosea*-bestanden synes å være erstattet av en mindre *Daphnia*-art.

Trolig finnes det noen populasjoner i Nordmarka som kan være genetisk knyttet til metapopulasjonen vi har studert, men ingen av de større innsjøene i området synes å høre med. Vi har dermed sett på en art som primært er knyttet til små vannforekomster med lav fiskepredasjon. Resultatene herfra kan gi et verdifullt sammenligningsgrunnlag for tilsvarende analyser for artene som bebor innsjøene i området. Disse har større populasjoner, og er mindre avhengige av hvileegg i sin livssyklus. Generelt synes innsjøer å inneholde flere genotyper enn dammer (som forventet). Likevel ble det i Andersendammen påvist flere kloner enn i Ulvenvann.

3.3.4 Konklusjoner

Daphnia rosea i dammene viste en sterkt fragmentert genetisk struktur med liten genstrøm mellom populasjonene. Dette kan være et generelt mønster for mange invertebrater og planter, men er avhengig av ulike arters spredningsevne.

Dammene varierte betydelig i klonal sammensetning av *Daphnia rosea*. Variasjonsmønsteret synes å være uavhengig av forurensning med næringsalter og av geografisk avstand mellom dammene. Dette mønsteret kan indikere sterk seleksjon innen hver lokalitet, men det er mer trolig at det skyldes tilfeldige effekter av hvilke kloner som først koloniserte dammene (founder-effekter).

Klonal diversitet i dammene var betydelig med 9 kloner påvist i gjennomsnitt, med 4-22 kloner som variasjonsbredde. Hvis vi inkluderer prøver tatt gjennom sesongen fant vi flere kloner. Generelt var antall kloner lavere enn vi normalt finner i innsjøer. Hvis vi derimot ser dammene under ett, var total antall kloner betydelig. Dette illustrerer betydningen av å se slike små og isolerte habitater i sammenheng, siden ingen av dem alene kan representere artens totale variasjon i området.

3.4

Biologisk mangfold i by- og tettstedsnære dammer og tjern - miljøtrusler og forvaltningsmessige utfordringer

Ann Kristin L. Schartau og Anders Hobæk

3.4.1 Betydning av habitatfragmentering og geografiske avstander

Hvor isolert dammene ligger, artenes spredningsevne og betingelsene for spredning i landskapet omkring, er avgjørende både for kolonisering av den enkelte dam og for dynamikken i et damsystem. Vannkvalitet og tilstedeværelse av rovdyr (spesielt fisk) er vesentlig for dyrenes videre vekst og overlevelse. Tilsvarende betydning har gressere for plantene i dammene. Store miljøsvingninger vil øke sannsynligheten for utdøelse. Dette har stor betydning for floraen og faunaen i dammer. Dess mindre bestandene er, dess større er sjansen for at de vil gå til grunne.

Kontakten med og avstanden til nabolokalitetene er derfor sentral i forhold til likheter og forskjeller i dammenes fauna og flora. Dammer uten innløpsbekk er mer isolert fra de omliggende lokalitetene enn dammer med bekk. Bekkene fungerer som spredningskorridorer ved at dyr og planter driver med strømmen. Enkelte dyr kan også svømme aktivt inn i og ut av dammen via bekkene.

Antall nabolokaliteter er færre, og avstanden til disse er større, for bydammene enn for de øvrige dammene. Dette gjør bydammene mer isolerte fra nabolokalitetene enn de øvrige dammene. Et stort antall bydammer er imidlertid forsvunnet gjennom drenering og gjenfylling slik at de tidligere var mindre isolert enn de er i dag.

Grad av isolasjon mellom dammene avhenger sterkt av artenes spredningsmekanismer. Mange insekter har vannlevende larvestadier, mens de som voksne kan fly. For disse betyr selvsagt avstand mellom dammer også mye, men kanskje på en annen skala enn for andre arter som er avhengige av passiv spredning som frø eller hvilestadier. For noen av gruppene som er studert i dammene, ser vi klare tegn på at kontakten mellom dammene kan være liten. Dette gjelder f. eks. vannplanter der en rekke arter synes å forekomme bare i enkelt-dammer. Trolig representerer disse forekomstene gamle restbestander. Mangel på parasitter hos karuss-



Foto: Gry Tveten

bestandene som ble undersøkt, kan også være et tegn på manglende kontakt mellom populasjoner. Hos vannloppen *Daphnia* har vi indirekte mål på spredning gjennom kartlegging av genetisk variasjon (kap. 3.3), og hos denne arten (som antas å være lettspredd) fant vi klare tegn på isolasjon mellom dammene.

3.4.2 Effekter av forurensninger

Tilførselen av næringssalter er den biologisk sett viktigste forurensningen i dammene. Disse påvirker produksjonen av alger så vel som høyere planter, dvs. både maten til og substratet for mange dyrearter. Innen visse grenser synker antall arter, mens volumet eller massen av dem øker med mengden næringssalter. Er det virkelig lite plantenæring, vil imidlertid gjødsling føre til økt mangfold av arter. Sterkt gjødslete lokaliteter får ofte mange av de samme artene, men artsutvalget avhenger også av andre faktorer.

Høy planteproduksjon fører til stor nedbrytning av dødt organisk materiale (rester av planter og dyr). Nedbrytningen bruker oksygen, og langs bunnen kan oksygenet fullstendig bli oppbrukt. Dette skjer oftest når dammene er isolert fra luften av isdekke, og synes å være vanlig i Oslo-dammene om vinteren. Noen få dyr tåler dette godt, men de fleste må ha noe oksygen for å overleve. I dammer der bunnfaunaen bare består av noen få arter fjærmygg og fåbørstemark, er det antakelig oksygenmangel i deler av året. Mange arter overlever imidlertid slike periodene i dvale eller som hvileegg.

Effekter av forurensning varierer med andre miljøforhold, inklusive økologiske interaksjoner. Dette var tydelig i innsjøene i Bergen, der forurensning med næringssalter, kombinert med lite eller ingen fiskepredasjon, hadde en markert negativ effekt på artsrikdom av dyreplankton. Lavt antall arter i disse innsjøene kan dels tilskrives sekundære effekter av økt primærproduksjon (lite oksygen i bunnvannet) og dels sterk konkurranse mellom artene fordi predasjonen var lav. En heldig effekt av dette er likevel at dyreplanktonet var dominert av store arter som beiter meget effektivt på planteplankton. Dette gir rask omsetning av den store biologiske produksjonen, og bedre evne til "selvrensning" i innsjøene.

Selv om miljøgifter ble påvist i mange av dammene, var nivået ikke ekstremt for noen av dem. Det er lite sannsynlig at disse har påvirket artsforekomsten, men kunnskapsnivået er lavt for dette feltet. Miljøgifter i bunnsedimentene kan influere på samfunnet av fåbørstemark, uten at vi har holdepunkter for at dette er tilfelle i de undersøkte dammene.

3.4.3 Forvaltningsmessige konsekvenser

Dammer og tjern i bylandskapet kan fylle ulike verdier. De kan ha estetiske funksjoner, enten de opprinnelig er anlagt som pryddammer, til annet bruk eller er naturlige. Ofte har dammene en historie (gårdsdammer, isdammer) som knytter tidligere utnyttelse av naturressurser sammen med dagens landskap, til hvordan vi ser på disse ressursene idag, og til deres tilstand i forhold til forurensning og biologisk mangfold. De utgjør en kilde til rekreasjon og friluftsliv og er mange steder viktig i undervisningen i naturfag og miljølære.

Det er en forvaltningsmessig utfordring å ivareta de ulike verdiene til disse ferskvannslokalitetene. Påvirkning, ansvar og myndighet ligger på ulike nivåer innen både privat og offentlig forvaltning. Den enkelte dam/tjern er berørt av privat forvaltning gjennom rettighetshavernes bruk og skjøtsel av dammen og av offentlige myndigheter på lokalt og sentralt nivå gjennom miljø-, areal- og landbrukspolitikk og lokale inngrep. Hver dam kan samtidig inngå i et system av dammer i landskapet, hvor nettopp karaktertrekkene til systemet og det omgivende landskapet kan være av stor betydning. Forvaltning av dammer og mindre innsjøer krever med andre ord en samordning av skjøtsel av den enkelte lokalitet og av systemet av dammer/innsjøer.

Resultatene av dette prosjektet peker på flere forvaltningsmessige relevante aspekter. Totalt sett rommer dammene et ganske rikt mangfold av arter, og en del av disse er spesielle ved at de sjelden forekommer i innsjøer. Eksempler kan være småkreps og svevemygg, som begge omfatter arter som er nye for regionen (i noen tilfelle for landet eller landsdelen). Dette er arter som ikke finnes på rødlistene ennå, men som åpenbart har spesielle habitatkrav og derfor bør tas hensyn til. En vesentlig del av dette bildet er at mange av dammene mangler fisk, i motsetning til innsjøene. Dammene er altså viktige habitater for regionens artsmangfold, og bør derfor bevares i størst mulig grad. En trusselfaktor er forurensning, en annen er direkte inngrep i form av utfylling, tømning, opprensning, og en tredje er utsetting eller annen manipulering med fiskebestander.

Noen av dammene rommer gamle bestander av høyere planter som trolig bare har overlevd enkelte steder i området. Dette tyder på at artene har dårlig spredningsevne og at det er stor grad av isolasjon mellom dammene. Slike enkelt-forekomster er viktige å ta hensyn til. Undersøkelsene av genetisk variasjon viste også stor grad av fragmentering mellom dammene, selv om arten som ble undersøkt må antas å ha god spredningsevne. Mer kunnskap om genetisk variasjon innen flere arter og grupper er nødvendig for å nyansere dette bildet. Noen organismer som flygende insekter med akvatiske larvestadier kan være mindre avhengige av enkeltlokaliteter. For slike arter vil trolig nettverket av egnete habitater være vel så viktig, og analyse av metapopulasjoner fordelt i mange delvis isolerte dammer kan gi et bedre bilde av dynamikken. For de fleste arter mangler vi kunnskap om spredningsmekanismer, spredningsveier og hastigheten i spredningen.

4

Syntese og mål oppfyllelse



Karus. Foto: Bjørn Ove Johnsen.

Programmet har vært gjennomført i tre faser eller stadier.

I første fase ble det laget en omfattende kunnskapsstatusrapport. Denne viste at datatilfanget fra lokaliteter med en klar by eller tettstedspåvirkning var begrenset. Det var foretatt få eller ingen undersøkelser av ferskvannsbiologisk mangfold i tettbebygde områder i Norge, og det var enda vanskeligere å peke på årsakssammenhenger mellom biodiversiteten og den svært ulikt sammensatte forurensingen i bystrøk.

Kunnskapsstatusrapporten ga imidlertid en bred gjennomgang av de mange ulike gruppene av organismer som de to instituttene (NINA og NIVA) hadde kompetanse på, og gjenga generelle toleranseverdier for enkelte forurensningstyper.

Endring i arealbruk er vanligvis den største trussel mot biologisk mangfold ved at økologiske «småsamfunn» kan bli helt utslettet. I bymessige strøk er denne trus-

selen størst mot små dammer og innsjøer, men mange bekker og mindre elver har også forsvunnet ved å ha blitt lagt i rør.

For å bedre den faktiske mangelen på data fra bynære områder, ble det i programmets andre fase valgt ut studielokaliteter både med stillestående og rennende vann i tettbebygde områder. Videre ble det lagt stor vekt på å sammenstille og analysere landsdekkende data for bunndyr som steinfluer og døgnfluer og for fastsittende alger. De naturgeografiske analysene gir bakgrunn for å kunne forutsi hvilke arter man kan forvente å finne i en bestemt lokalitet.

Studiene av bynære dammer viste to hovedtrekk, som også er kjent fra landskapstyper som blir liggende som «øyer» i et ellers sterkt omdannet miljø. Det er en **negativ** effekt av isolasjon, særlig der lokaliteten eller bestanden er liten og «korridor» i form av at bekker mangler. Det er også en **positiv** effekt av at dammene er kontinuerlige i tid, det vil si at artene der

klarer å overleve i lang tid selv om de blir adskilt fra kontakt med andre dammer. Vi kan si at dammene har en artsmessig «hukommelse» fra en tid hvor for eksempel vannplanter lettere kunne komme inn i dammen fra nabodammer som nå ikke finnes lengre.

Det er viktig å ha klart for seg hvilket tidsperspektiv vi har foran oss her, et til to hundre år er 1-2 % av tiden som er gått siden siste istid, og rundt en tiendedels promille (1/10 000) av den tiden en art vanligvis eksisterer. Utvikling av særegne arter eller endemiske arter i norske ferskvann er følgelig ikke videre sannsynlig innen det tidsrommet som er tilgjengelig etter siste istid.

Mens en dam kan være fjernet ved et enkelt inngrep, er rennende vann som bekker og elver vanskeligere å eliminere fra landskapet. Som nevnt kan vannløpene legges i rør, men ofte blir deler av bekken eller elven liggende åpen og kan forsette å fungere som et berørt, men ikke ødelagt økosystem.

Vi fant at i byer og tettsteder som ligger ved kysten, vil de nedre delene av vannløpene være sterkt påvirket av brakkvann eller saltvann. Men bortsett fra dette var de biologiske samfunnene i de rennende lokalitene overraskende godt bevarte, sjeldne arter kan være sterkt redusert, men en kjerne av steinflue- og døgnflue-arter, som begge er følsomme grupper, ser ut til å finnes i de fleste bynære områdene vi undersøkte. Ut fra geografisk beliggenhet og informasjon om strøm- og bunnforhold, vannkjemi og arealutnyttelse rundt vannløpet, er det mulig å lage de første antakelsene eller prediksjonene om "naturlig tilstand" for steinflue- og døgnfluefaunaen og fastsittende alger. Det ligger et stort "koloniseringspotensiale" i de delene av vassdraget som befinner seg ovenfor tettstedet.

I programmets slutfase skal det utvikles "verktøy" for å bistå lokale myndigheter med å kartlegge og overvåke biologisk mangfold i ferskvann.

Det er følt et behov for retningslinjer for undersøkelser og overvåkning av biologisk mangfold, både i by- og tettstedsnære områder så vel som i mer naturlige omgivelser. Det europeiske vanddirektivet er et uttrykk for dette behovet. Direktivet forutsetter at statene skal klassifisere alle vannlokaliteter, fastsette standarder for godt biologisk mangfold og utvikler metoder for å overvåke mulige avvik fra standardene.

I Norge har vi fra før to nye håndbøker utgitt av Direktoratet for naturforvaltning, som er veiledende for kommunenes arbeid med registrering av biologisk mangfold i vann. Den mest brukte av disse håndbøkene (DN-håndbok 13) er en generell håndbok som gjelder biologisk mangfold i så vel terrestriske som akvatiske miljøer. Bare et fåtall ferskvannstyper er omtalt her. En mer spesialisert håndbok for registrering av biologisk mangfold i ferskvann ligger på internett (DN-håndbok 15). Denne er i mindre grad tatt i bruk ved det nå pågående kommunale registreringsarbeidet av biologisk mangfold.

Vi håper ved å ta i bruk det datamaterialet vi har utviklet her i fase 2. å kunne oppgradere håndboken for kartlegging av biologisk mangfold i ferskvann. Dette vil gjelde både generelle deler som rennende vann over hele landet og mer spesielle deler som gjelder verdsetting av små dammer og innsjøer i tettbebygde strøk.

Alt arbeid med håndbøker og veiledninger om biologisk mangfold i ferskvann, må imidlertid i størst mulig grad tilpasses de europeiske standardene som vil bli gjeldende i Norge i løpet av de neste 5 til 10 årene.

Appendiks 1. Norske steinfluearter (Plecoptera) og deres forekomst i de ulike naturgeografiske regionene i Norge (se Figur 2.1). Forekomsten er angitt som vanlig (xxx), mindre vanlig (xx), sjelden (x) og svært sjelden (ø).

	15	16	17	18	19	20	21	28	30	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51			
Kystområdet i vest Sverige og sør Norge																																
Sørlandets eikeskogregion																																
Sørlandets furu - bjørkeskogregion																																
Sørlandets sentrale barskogregion																																
Kupert skogslandskap av dalslandstype																																
Sørørale kupert områder																																
Mellomboreale skogsområder																																
Nordlige norrlands barskoger																																
Forfjellsregionen																																
Bar - fjellbjørkeskogsområdet n. Dove																																
Sørlige fjellregionen																																
Nordlige høytjellsregionen																																
Vestlandets løv- og furskogsregion																																
Den vestnorske lynghetregionen																																
Møre og Trøndelags kystskogregion																																
Møre og Trøndelags kystregion																																
Trøndelags lavlandsregion																																
Nordlands kystalpine region																																
Nordlands bjørke- og furskogsregion																																
Troms bjørke- og furskogsregion																																
Nordtoms kystregion																																
Vestfinnmarks kystregion																																
Østfinnmarks kystregion																																
Finmarks bjørke- og furskogsregion																																
Kontinentale skoger i Finnmark og lappland																																
Bjørke- og furskoger i Sørvaranger																																
Enare tråsk og indre Pasvik																																

Appendiks 2. Norske døgnfluer (Ephemeroptera) og deres forekomst i de ulike naturgeografiske regionene i Norge (se **Figur 2.1**). Forekomsten er angitt som vanlig (xxx), mindre vanlig (xx), sjelden (x) og svært sjelden (ø).

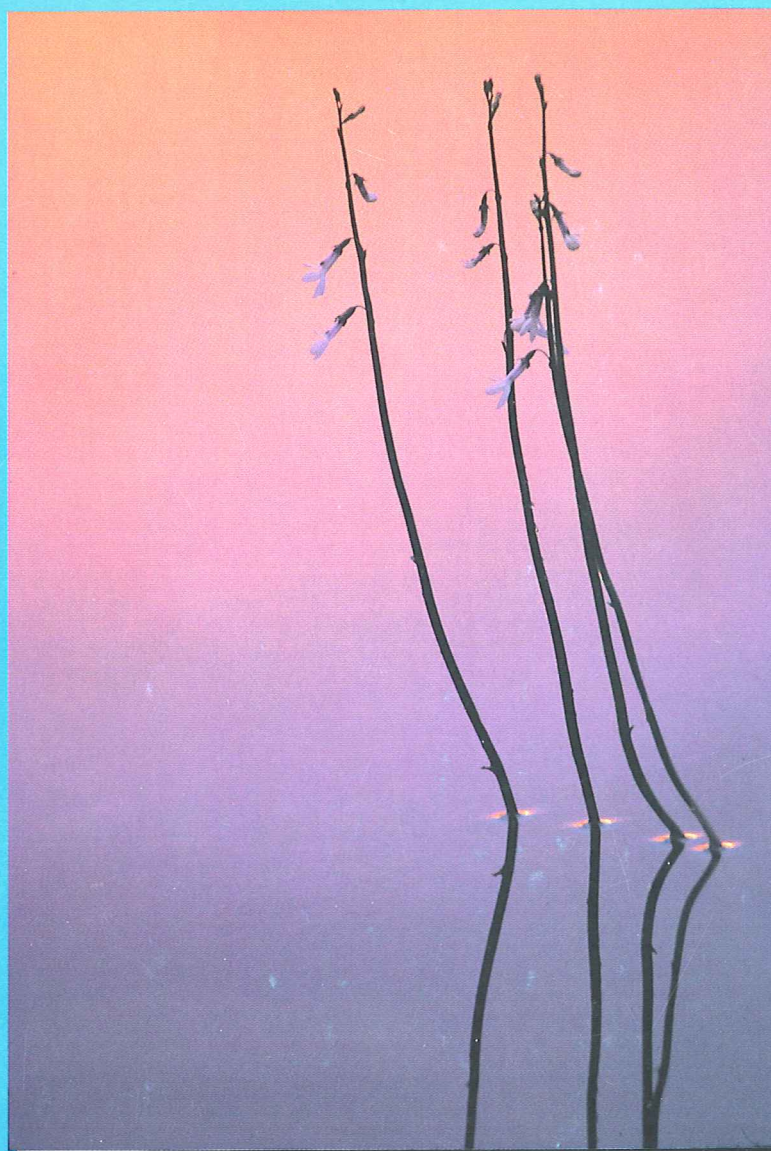
	15	16	17	18	19	20	21	28	30	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
	Kystområdet i vest Sverige og sør Norge	Sørlandets eikeskogregion	Sørlandets furu - bjørkeskogregion	Kystskogområdene utenfor Oslofjorden	Sørstorske blandingskogregion	Østlandets sentrale barskogregion	Kupert skogslandskap av dalstansdype	Sørboreale kupert områder	Mellomboreale skogsområder	Nordlige norlands barskoger	Forfjellsregionen	Bar - fjellbjørkeskogsområdet n. Dovre	Sørige fjellregionen	Nordlige høvffjellsregionen	Vestlandets løv- og furskogregion	Den vestnorske lynchheiregionen	Møre og Trøndelags kystskogregion	Møre og Trøndelags kystskogregion	Trøndelags lavlandsregion	Nordlands kystalpine region	Nordlands bjørke- og furskogregion	Troms bjørke- og furskogregion	Nordtrons kystregion	Vestfinnmarks kystregion	Østfinnmarks kystregion	Finmarks bjørke- og furskogregion	Kontinentale skoger i Finnmark og lappland	Bjørke- og furskoger i Sørvaranger	
<i>Baetis lapponicus</i> (BENGTSSON, 1912)																													
<i>Baetis subalpinus</i> BENGTSSON, 1917																													
<i>Habrophlebia lauta</i> ETN.																													
<i>Ephemerella aurivillii</i> (BENGTSSON, 1908)																													
<i>Baetis macani</i> KIMMINS, 1957																													
<i>Ameletus inopinatus</i> EATON, 1887																													
<i>Heptagenia dalearica</i> BENGTSSON, 1912																													
<i>Baetis muticus</i> (LINNAEUS, 1758)																													
<i>Siphonurus lacustris</i> EATON, 1870																													
<i>Ephemerella mucronata</i> (BENGTSSON, 1909)																													
<i>Parameletus chelififer</i> BENGTSSON, 1908																													
<i>Metretopus alter</i> BENGTSSON, 1930																													
<i>Baetis scambus</i> EATON, 1870																													
<i>Baetis rhodani</i> (PICTET, 1843-45)																													
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS, 1835)																													
<i>Parameletus minor</i> (BENGTSSON, 1909)																													
<i>Metretopus borealis</i> (EATON, 1871)																													
<i>Siphonurus aestivalis</i> (EATON, 1903)																													
<i>Leptophlebia marginata</i> (LINNAEUS, 1767)																													
<i>Paraleptophlebia werneri</i> ULMER, 1919																													
<i>Leptophlebia vespertina</i> (LINNAEUS, 1758)																													
<i>Baetis niger</i> (LINNAEUS, 1761)																													
<i>Baetis vernus</i> CURTIS, 1834																													
<i>Heptagenia joernensis</i> (BENGTSSON, 1909)																													
<i>Baetis bundyæ</i> LEHMKEHL, 1973																													
<i>Cloëon simile</i> EATON, 1870																													
<i>Centroptilum luteolum</i> (MÜLLER, 1776)																													

Appendiks 2. Fortsetter

	15	16	17	18	19	20	21	28	30	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
<i>Paraleptophlebia strandii</i> (EATON, 1901)																			x									
<i>Ephemera danica</i> MÜLLER, 1764						xxx				x		x							x	x						x		
<i>Heptagenia sulphurea</i> (MÜLLER, 1776)		xxx				xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	x	x	x					xx							x	xxx	
<i>Arthroplea congener</i> BENGTTSSON, 1908											x	x	x	x												x		
<i>Ephemera vulgata</i> LINNAEUS, 1758									x		x	x							x								xx	
<i>Baetis fuscatus</i> (LINNAEUS, 1761)											x								!								xx	
<i>Paraleptophlebia cincta</i> (RETZIUS, 1783)																			xx							x	xxx	
<i>Ephemerella ignita</i> (PODA, 1761)							xxx	xxx	xxx	xxx	xx	x							xx								xxx	
<i>Caenis rivulorum</i> EATON, 1884											x								xx								xxx	
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (RETZIUS, 1783)								xxx	x	x	xx	x	x	x					x							x		
<i>Siphonurus alternatus</i> (SAY, 1824)																											x	
<i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)		xx																										
<i>Cloëon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)		xx						xx			x	x	x						xx								x	
<i>Procloëon bifidum</i> (BENGTTSSON, 1912)											x	x	x						xx									
<i>Caenis lactea</i> BURM., 1839											x	x	x						x									
<i>Baetis digitatus</i> BENGTTSSON, 1912							xxx																					
<i>Caenis luctuosa</i> BURM., 1839						x																						
<i>Brachycercus harrisella</i> CURTIS, 1834																												

*"man kan ikke to ganger gå ned i den
samme elv"*

Herakleitos - gresk filosof 540-475 f.K.



ISBN 82-426-1305-2
ISSN 0804-421X