

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Sørlandsavdelingen Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Nordnesboder 5 5008 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Akvaplan-niva 9296 Tromsø Telefon (47) 77 75 03 00 Telefax (47) 77 75 03 01
---	---	--	---	---

Tittel Overvåkning av Grønassdraget i Trysil i 1999	Løpenr. (for bestilling) 4166-2000	Dato august 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-99129	Sider Pris 70
Forfatter(e) Torleif Bækken Gösta Kjellberg Eli-Anne Lindstrøm Thor Anders Nordhagen	Fagområde Limnologi	Distribusjon
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen.	Oppdragsreferanse Thor A. Nordhagen
--	--

Sammendrag

Grønassdraget hadde i 1999 en vannkvalitet og økologisk status i tilnærmet forventet naturtilstand. Vassdraget har noe surt, ionefattig og humusrikt vann med en flora og fauna bestående av reintvannsorganismer. Grønassdraget var langs enkelte elvestrekninger lite eller moderat forurensningspåvirket. Dette har medført tap av biologisk mangfold og naturgitt produksjonsevne, samt redusert rekrutteringsmuligheter for bl.a. harr og ørret. Mindre bekker var mest berørt, og i enkelte av disse var forurensningsfølsom flora og fauna slått ut. Av hovedløpene var Vestre Grøna og Flera minst påvirket. Østre Grøna, Nesvollbekken og Grøna var moderat forsuret. Tannåa blir kalket. Før kalking var Tannåa moderat forurensningspåvirket og i det øvre løp markert forsuret. Det er høyst sannsynlig sure episoder i våravsmeltingen og i flomperioder med spes. høy vannføring som gir skadeeffekter. Vassdraget var i oktober 1999 lite berørt av lokalbetings forurensning, men enkelte mindre bekker ved bebyggelse samt deler av hovedvassdraget var moderat påvirket av næringssaltforurensning. En bekk var også belastet av lett nedbrytbart organisk stoff og hadde stor forekomst av sopp og bakterier. Det er ikke foretatt målinger av fekal forurensning og miljøgifter. Vi anser det likevel sannsynlig at deler av Grønassdraget til tider er påvirket av fersk fekal forurensning i forbindelse med utslipp fra renseanlegg, utsig fra separatanlegg i spredt bosetting og fra gjødselkjellere. Miljøgifter antas å ikke være noe større problem for Grønassdraget, men metyl-kvikksølvinnholdet i stor og gammel fiskespisende fisk (lake, ørret, gjedde og abbor) bør undersøkes nærmere.

Fire norske emneord 1. Grønassdraget 2. Økologisk status 3. Kjemi 4. Biologi	Fire engelske emneord 1. Grønassdraget 2. Ecological condition 3. Chemistry 4. Biology
--	--


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsjef

Overvåkning av Grønavassdraget i Trysil i 1999

Saksbehandler: Gösta Kjellberg
Medarbeidere: Torleif Bækken
Eli-Anne Lindstrøm
Mette-Gun Nordheim
Sigurd Rognerud
Thor Anders Nordhagen

Forord

I 1999 har Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen startet prosjekt "Forenklet vassdragsovervåking i tilløpselver til Femundselva/Trysilelva i Engerdal og Trysil kommuner". NIVA's Østlandskontor har på oppdrag av Fylkesmannen utført en økologisk basert undersøkelse i Grønnavassdraget i Trysil kommune. Prosjektet ble kontraktfestet den 1. juli i 1999. Thor Anders Nordhagen har vært kontaktperson for Fylkesmannen og har sammen med Gösta Kjellberg ved NIVA vært ansvarlig for gjennomføringen av prosjektet. Undersøkelsen er finansiert av Fylkesmannen i Hedmark ved midler fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Det videre prosjektet forutsettes å bli delfinansiert av midler fra Engerdal og Trysil kommuner.

Rapporten er en årsrapport for de undersøkelser som ble utført i Grønnavassdraget i Trysil kommune i 1999.

Prøveinnsamling er utført av T.A. Nordhagen og G. Kjellberg. De kjemiske prøver ble analysert ved LabNett A/S på Hamar. Bunndyr-materialet er analysert av Torleif Bækken og begroingsprøvene av Eli-Anne Lindstrøm ved NIVA's hovedkontor i Oslo. Trysil kommune (ved Teknisk etat, Landbrukskontor og Miljøvernssjef Bjørn Tore Bækken) samt Trysil Fellesforening for Jakt og Fiske, Østby Jakt- og Fiskeforening, Nesvollberget Jakt- og Fiskeforening og Lutnes Jakt- og Fiskeforening har bidratt med lokalkunnskap om Grønnavassdraget. Fra svensk side har vi fått informasjon om Stora og Lille Tandån (Tannåa) fra Hans Olofson ved Länsstyrelsen, Dalarnas Län samt fra miljösjef Lennart Bohjort, Anders Tenn og Anders Bergman i Malungs kommun. Videre fra Tommy Husebekk, Odd Magne Lutnes, Sixsten Martinsson og Per Limberg, som er lokalkjente i Svartbekken, Tannåa og lilla Tannåa på svensk side av riksgrensen.

Bearbeidelse og vurdering av foreliggende materiale samt rapportskrivning er utført av G. Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVA's Østlandsavdeling i samarbeide med T. Bækken, E-A. Lindstrøm og T.A. Nordhagen.

Prosjektlederne vil takke alle for et godt samarbeid.

Ottestad, august 2000

Gösta Kjellberg

Thor Anders Nordhagen

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	10
1.1. Bakgrunn	10
1.2. Målsetting	10
2. Materiale og metoder.	11
2.1. Områdebeskrivelse	11
2.2. Vannkjemi	11
2.3. Vannanalyser og klassifiseringssystemer	11
2.4. Biologisk befarings	12
3. Områdesbeskrivelse	14
3.1. Nedbørfelt	14
3.2. Bosetning	15
3.3. Naturgrunnlag	15
3.4. Fiskeforekomster	18
3.5. Brukerinteresser Se vedlegg B	19
3.6. Inngrep og belastninger Se vedlegg B	19
3.7. Tidligere undersøkelser Se vedlegg B.	19
4. Vurdering av vassdragene i 1999	19
4.1. Vestre Grøna	19
4.1.1. Vannkjemi	19
4.1.2. Bunndyr	20
4.1.3. Miljøstatus	20
4.2. Østre Grøna m. Lønsgrøna	23
4.2.1. Vannkjemi	23
4.2.2. Bunndyr	24
4.2.3. Begroing	25
4.2.4. Miljøstatus	25
4.3. Flera	25
4.3.1. Vannkjemi	25
4.3.2. Bunndyr	26
4.3.3. Begroing	27
4.3.4. Miljøstatus	27
4.4. Nesvollbekken	27
4.4.1. Vannkjemi	27
4.4.2. Bunndyr	28
4.4.3. Miljøstatus	29
4.5. Tannåa	29
4.5.1. Vannkjemi	29
4.5.2. Bunndyr	30
4.5.3. Miljøstatus	31
4.6. Grøna	31

4.6.1. Vannkjemi	31
4.6.2. Bunndyr	32
4.6.3. Miljøstatus	33
5. Tiltaksanalyse og Tilrådinger	36
6. Litteratur	38
7. Vedlegg	41

Sammendrag

Bakgrunn

Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, har startet prosjektet "Forenklet vassdragsovervåking i tiløpselver til Femundselta/Trysilelva i Engerdal og Trysil kommuner". Prosjektet har til hensikt å gi en tilstandsbeskrivelse (økologisk status) av mindre vassdrag som renner ut i Femundselta/Trysilelva. Innsamlet materiale skal kunne anvendes til en generell overvåking av lokal forurensning, langtransportert forurensning som bl.a. forsuring samt være basis for senere vurdering av trender. Materialet skal videre gi et grunnlag for kommunenes arealplanlegging og konsekvensanalyser i forbindelse med endret arealbruk som for eksempel hyttebygging og fiskeprosjekter. Overvåkningsprosjektet er mest mulig tilpasset EU-kommisjonens forslag til "Rammedirektivet om vannressurs forvaltning".

Sommer og høst i 1999 ble det foretatt en befaring av Grønnavassdraget i Trysil kommune. Grønnavassdraget har sitt avrenningsområde øst for Innbygda i området ved Østby og Støa. Vassdraget har deler av nedbørområdet i Sverige.

Forsuringspåvirkning, forureningspåvirkning fra lokale kilder (lokalbettinget forurensning) og økologisk status er vurdert på grunnlag av vannkjemiske prøver samt forekomst av begroingsalger, bunndyr og fisk. Forsuringspåvirkningen er i hovedsak vurdert utifra sammensetningen av bunndyrsamfunnene og inhentet kunnskap om fiskeforholdene.

Lokalbettinget forurensning

Grønnavassdraget var høsten 1999 lite påvirket av lokale forurensninger. Et unntak var Løvbekken som kommer fra Fjellbygda som på enkelte strekninger var sterkt forurenset av organisk stoff og næringssalter. En klar overgjødningseffekt kunne også dokumenteres i Lønsgrøna. Her var det til tider masseforekomst av trådformete grønnalger (bl.a. arten *Microspora amoena*) som er til sjenanse bl.a. ved utøvelse av fiske. Også Østre Grøna og Tannåa var noe berørt av økt tilførsel av næringssalter uten at dette bidro til direkte sjenerende algevekst. Fekal forurensning og hygieniske sider ved badevann og drikkevannskvalitet er ikke vurdert ved denne undersøkelsen. Vi anser likevel ikke dette som noe stort problem i Grønnavassdraget, men like nedstrøms renseanleggene kan vi regne med at det til tider kan være betydelig fekal forurensning.

"Grønske"-problematikk

Hele vassdraget har siden midten på 1970-tallet blitt utsatt for økt "grønske"-forekomst. Mest markert har "grønskeveksten" vært på sensommeren (august/september) og særlig etter lengre perioder med lav vannføring. Stilleflytende elvepartier, loner og grunnere områder i innsjøer og tjern har fått markert økt forekomst av starr og større vannplanter. Enkelte områder har vokst igjen. Økt algeforekomst og igjenvokste grunnområder er til sjenanse for utøvelsen av fiske. Enkelte elvestrekninger har også fått markert økt forekomst av vannmoser.

Forsuring

Forsuringen av Grønnavassdraget har medført tap av meget forsuringfølsomme bunndyrsarter og noe tap av moderat forsuringfølsomme arter. Østre Grøna, Nesvollbekken, Tannåa og Grøna vurderes utifra bunndyrfølsomheten som moderat påvirket av forsuring, Vestre Grøna som noe påvirket og Flera som ikke eller lite påvirket (Figur A nedenfor). Flera utgjør derfor en viktig refugielokalitet for forsuringfølsomme organismer i Grønnavassdraget. Tannåa blir kalket på svensk side. I øvre del av Tannåa (oppstrøms kalkdosereren) er også enkelte litt forsuringfølsomme arter slått ut. Kalkingen i Tannåa har stoppet videre forsuring, men her mangler fortsatt enkelte meget forsuringfølsomme arter som tidligere er registret her.

I flere bekker har ørret og ørekyte blitt borte. Fiskefaunaen i hovedvassdragene og innsjøene er mindre påvirket og ingen av fiskeartene er helt slått ut. Det har imidlertid vært en mindre reduksjon i fiskbestandene, samt en mer markert tilbakegang i bestandene av ørekyte, ferskvannsulke og til dels harr. Trolig er hovedårsaken forsuring. Flere var ikke påviselig påvirket av forsuring. Trolig er det surstøter i forbindelse med våravsmeltingen og i forbindelse med større høstflommer som gir forsuringsskader.

Økt forsuringpåvirkning vil føre til betydelig tap av naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne. Derved reduseres mulighetene for fritidsfiske og vassdragets rekreasjonsverdi. En trenger et mer detaljert bilde av forsuringssituasjonen i vassdraget for å kunne bedømme hvor stor risiko det er for en ytterligere forsuring. Vi bedømmer imidlertid risikoen for økende forsuringspåvirkning i Grønnavassdraget som liten da de atmosfæriske syreavsetningene er synkende.

Miljøgifter med langtidsvirkning

Forekomst av biotilgjengelige og persistente miljøgifter med langtidseffekter som enkelte tungmetaller og organiske mikroforurensninger er ikke undersøkt. Vi anser likevel ikke dette som noe direkte problem i Grønnavassdraget. Metyl-kvikksølvinnholdet i stor og gammel fiskespisende fisk (lake, ørret, gjedde og abbor) kan imidlertid være så høyt at det bør undersøkes.

Tiltaksanalyse og Tilrådninger

Et hovedmål for Grønnavassdraget bør være å mest mulig reetablere de opprinnelige forholdene slik at det blir et godt vassdrag for utøvelse av fritidsfiske for lokalbefolkningen og turister.

For tiden er det mest etterspørsel etter ørret- og harrfiske. Det er derfor ønskelig at ørret og harr kan benytte det meste av vassdraget som leve- og rekrutteringsområder. Biotopforbedrende tiltak vil i stor utstrekning kunne øke produksjonspotensialet. Vandringshinder for harr og ørret bør fjernes. Elvestrekninger som er mudret bør mest mulig føres tilbake til de opprinnelige forholdene. Dersom det er ønskelig med en rask reduksjon av forsuringsskadene i de mest forsuringutsatte elvene/bekkene bør det vurderes kalking i enkelte av disse i forbindelse med surstøter. Det er da viktig å velge relevant kalkingsstrategi.

Fiskeutsetting er viktig i et vassdrag med blandingsbestand. Dette bør også i fremtiden være et prioritert tiltak.

Vi anbefaler at det tas ut eldre rovfisk for analyse av kvikksølv.

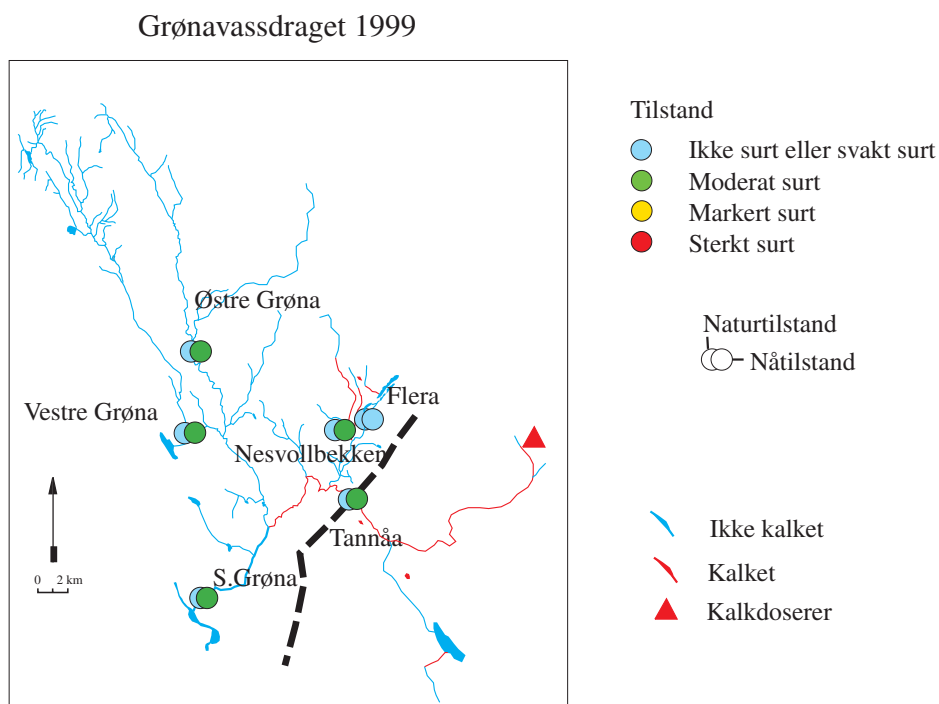
Forekomst av eventuelle miljøgifter (bl. a. i forbindelse med tidligere fyll-/søppelplasser) og deres mobilitet bør registreres. Vi anbefaler at det tas ut elvemoseprøver for å registrere dette.

Utslipet/utslippene fra Fjellbygda bør snarest reduseres. I denne forbindelse er det ønskelig at det blir foretatt ettersyn på samtlige gårdsbruk bl.a. for å kontrollere om tidligere gitte pålegg er utført.

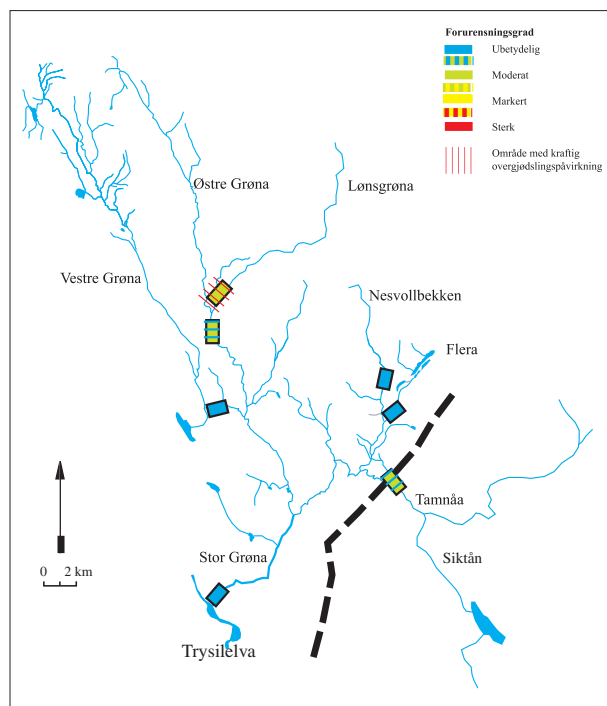
Da vassdraget stort sett drenerer skogsområder er det viktig at vi får et miljøtilpasset skogbruk i hele nedbørområdet. Kantvegetasjonen langs vassdragene må i størst mulig grad spares/vernes og skogsgrøfting bør minimaliseres.

Trysil kommune bør fastsette mer lokaltilpassede, konkrete og målbare økologisk baserte miljømål for Grønnavassdraget. Biologisk mangfold bør også kartlegges. Her er det ønskelig med mest mulig samarbeide med Malungs kommun på svensk side da Grønnavassdraget er grensekryssende. EU's vanddirektiv foreslår at planlegging, overvåking, målsetting og tiltaksanalyse skal foretas med utgangspunkt i vassdragets nedbørfelt på tvers av administrative grenser.

Biologisk mangfold bør kartlegges i Grønnavassdraget.



Figur A. Forurensingssituasjonen i Grønavassdraget i Trysil i oktober 1999 basert på forekomst av bunndyr.



Figur B. Forurensningssituasjonen i Grønavassdraget i Trysil i oktober 1999 basert på de biologiske forhold.

Summary

Title: Monitoring water quality and ecological condition of the Grønavassdraget watercourse in Trysil county, Norway during 1999.

Year: 2000

Author: Torleif Bækken, Gösta Kjellberg, Eli-Anne Lindstrøm and Thor Nordhagen.

Source: Norwegian Institute for Water Research, No.4166-2000: ISBN 82-577-3780-1.

During the survey in 1999 the water quality and ecological status of the Grønavassdraget watercourse were close to expected natural condition. Generally the water was slightly acidic, low conc. in major ions and rich in humic substances. Fauna and flora were represented by cleanwater species. However, some stretches of the watercourse were, slightly or moderately acidified causing a reduction in the biodiversity and productivity. The smallest brooks were the more affected. In some of these the acid sensitive flora and fauna were missing. Of the main courses the rivers Vestregrøna and Flera were the least acidified. The rivers Østregrøna, Nesvollbekken and Storgrøna were moderately acidified. The river Tannåa is limed. Previously, before liming, it was moderately affected by acidification. Most probably it is acidic shocks during snow melt and flood which affects the biota. During the survey in 1999 the watercourse was only slightly affected by local pollution, however, some brooks close to settlements, as well as parts of the main water course, were moderately affected by nutrients. One brook was affected by easily degradable organic pollution resulting in heavy growth of fungus and bacteria. Faecal pollution, heavy metals and microorganic pollution have not been considered in this project. However, we assume, that parts of the Grønavassdraget watercourse at times are affected by faecal pollution from sewage treatment plants, local separate sewage treatment in sparsely populated areas and from dung yards. Hazardous substances are not considered being a significant problem in the Grønavassdraget watercourse. However, the mercury accumulation in large, old carnivorous fish has been demonstrated over large areas in Norway and should be investigated.

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

I Hedmark fylkeskommunes "Vannbruksplan for Femund-/Trysilvassdraget" (Hedmark fylkeskommune 1995) blir det anbefalt at det opprettes et overvåkingsprogram for langtransporterte og lokale forurensninger. Overvåkingen skal gi signaler om eventuelle endringer i kjemisk og/eller biologisk tilstand. "Føre var"-prinsippet bør anvendes. Resultatene må være innsamlet og analysert med kvalitetssikrede metoder slik at de er representative og kan anvendes i fremtidige trendanalyser. I forbindelse med overvåking av vannforekomster i regi av Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, har en f.o.m. 1999 startet prosjektet "Forenklet vassdragsovervåking i tilløpselver til Femundselva/Trysilelva i Engerdal og Trysil kommuner". I perioden 1999 – 2005 dvs gjennom 7 år er det skissert en plan for overvåking av følgende sidevassdrag i Femund-/Trysilvassdraget: Tufsinga, Sømåa, Grøna, Sølva, Revlingåa, Elgåa, Snerta, Elta, Flena, Engeråa og Grønavassdraget (Østre og Vestre Grøna, Tannåa/Store Tandåa, Flera og Grøna). Videre skal hovedvassdraget (selve Trysilelva) undersøkes i ett av årene.

1.2. Målsetting

Prosjektet "Forenklet vassdragsovervåking i tilløpselver til Femundselva/Trysilelva" har som målsetting å utprøve en enkel og rimelig tilstandsbeskrivelse av mindre vassdrag som renner ut i Femundselva/Trysilelva. Foruten en generell overvåking av lokalbettinget forurensning og forsuring samt vurdering av trender, skal materialet gi et grunnlag for konsekvensanalyse i forbindelse med endret arealbruk som for eksempel hyttebygging, fiskeprosjekter m.v. Materialet vil dermed bli et viktig grunnlag for kommunens arealplanlegging. I 1999 ble Grønavassdraget i Trysil undersøkt.

Hensikten med undersøkelsene i Grønavassdraget i 1999 var å definere økologisk status og eventuelle miljøpåvirkninger. Vurdering av forurensningspåvirkning og påvirkning fra lokale forurensningskilder og annen lokalbettinget aktivitet som har eller har hatt betydning for vassdraget har stått sentralt. Menneskeskapte inngrep og belastninger av betydning samt aktuelle brukerinteresser skulle identifiseres og miljørisiko vurderes. Videre skulle det utføres en tiltaksanalyse, om nødvendig, med tilrådninger. Ved undersøkelsen av Grønavassdraget har vi mest mulig forholdt oss til de direktiver som blir nevnt i EUs vanddirektiv (EU direktiv 22. oktober 1999). Vi har således tatt spesiell hensyn til momenter som:

- at overvåkingen skal foretas med utgangspunkt i vassdragenes nedbørfelt på tvers av administrative grenser.
- at økologisk status skal vurderes utifra biologiske kriterier.
- at forurensningsgrad og påvirkningsgrad mest mulig skal vurderes utifra biologiske kriterier og vurderes som avik fra den "naturlige" tilstanden. Vanddirektivet setter store krav til kartlegging av naturtilstand.
- at også fysiske inngrep skal vurderes.
- at menneskeskapte inngrep og belastninger av betydning samt aktuelle brukerinteresser skal identifiseres.
- at en mest mulig samarbeider med lokal forvaltning og lokale interessegrupper (grunneiere, fiskeforeninger m.m.).

Videre skal vi teste muligheten med grenseoverskridende dokumentflyt da deler av Grønavassdraget ligger i Sverige.

2. Materiale og metoder.

2.1. Områdebeskrivelse

Generell beskrivelse av Grønavassdraget er hentet fra kartmateriale, informasjon fra Fylkesmannen i Hedmark, v/miljøvern avdelingen, Länsstyrelsen v/Dalarnas län samt fra miljøvernetat, teknisk etat, skog- og landbruksetat i Trysil og Malung (Sverige) kommuner. I tillegg er det fortatt intervjuer av lokalkjente personer samt representanter fra jakt- og fiskeforeninger.

Trysil kommune samt Østby og Nesvollberget Jeger og Fiskeforeninger har bidratt med lokal informasjon om brukerinteresser, fiskeforhold, forsuring, kalkingsvirksomhet, ”grønne”-problematikk, forurensning som resultat av lokale forurensningskilder m.v. fra Grønavassdraget på norsk side.

Lignende informasjon fra den svenske delen av vassdraget (*Stora og Lilla Tandån*) kommer fra Länsstyrelsen, Dalarnas län, Malungs kommun og representanter fra Lima Fiskevårdsområdes Förening (Lima FVOF). Svenske elvenavn og innsjønavn er i teksten angitt med kursiv.

2.2. Vannkjemi

Det ble opprettet seks prøvelokaliteter i Grønavassdraget:

- St. 1. Vestre Grøna ved Stornesdammen nedstrøms Østby.
- St. 2. Østre Grøna ved veibrua like ved tollstasjonen der riksvei 25 passerer elva.
- St. 3a. Flera ved Skjerfossen.
- St. 3b. Nesvollbekken nedstrøms Nesvollbekkdammen ved veipassering.
- St. 4. Tannåa ved Flermoen like ved grensepassering.
- St. 5. Grøna like før samløp med Trysilelva ved Fossvang.

Stasjonsplassering er vist i

Figur 3 på side 21. Fotografier som viser prøvetakingsplassene er gjengitt i vedlegg D.

Den 9. juli og den 19. oktober ble det tatt ut vannprøver fra disse lokalitetene. Kompletterende vannprøve fra Fleravassdraget (st.3a) ble foretatt den 10. november.

2.3. Vannanalyser og klassifiseringssystemer

Vannprøvene ble analysert for totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃), kalsium (Ca), alkalitet, pH, ledningsevne og farge. Alle analyser er utført etter norsk standard. Ved klassifisering av egnethet har vi brukt SFT's ”Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann” (Andersen et al. 1997). Surhetsgrad, bufferevne og humuspåvirkning er vurdert etter lokaltilpassede klassifiseringssystemer i Bækken et al. (1999a).

Surhetsgrad vurdert utfra pH:

pH > 7,0	Alkalisk vann
pH = 7,0	Nøytralt vann
pH = 5,5 – 6,9	Svakt surt vann
pH < 5,5	Surt vann

Bufferevne vurdert utfra alkalitet, mmol/l:

Kategori I	> 0,2	Meget god bufferevne
Kategori II	0,05 – 0,2	God bufferevne
Kategori III	0,01 – 0,05	Dårlig bufferevne
Kategori IV	< 0,01	Meget dårlig bufferevne
Kategori V	0	Ingen bufferevne

Humuspåvirkning vurdert utfra fargetall, mg Pt/l:

Kategori I	< 15	Lite humuspåvirket
Kategori II	15 – 25	Noe humuspåvirket
Kategori III	25 – 40	Moderat humuspåvirket
Kategori IV	40 – 80	Markert humuspåvirket
Kategori V	> 80	Sterkt humuspåvirket

2.4. Biologisk befarings

Den 19. oktober ble det foretatt en befarings langs Grønassdraget. Det ble samlet inn bunndyr i strykpartier ved eller nær ovenfor nevnte prøvetakingsstasjoner for vannkjemi. En kompletterende bunndyrprøve fra Flera ble hentet den 10. november. Videre har vi tatt med prøver av begroingsalger ("grønske"-prøver) fra Lønsgrøna og Flera samlet inn i forbindelse med prosjekt "Tålegrens for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: Økt "grønske"? (Lindstrøm et al. 2000). Dette prosjekt finansieres av Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Vurderingsgrunnlaget for forsuringstoleranse for bunndyr som blitt benyttet er gitt i vedlegg C. Vurderingsgrunnlaget for vurdering av forurensningsgrad er gitt i vedlegg G. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Bearbeidelse og analyse av innsamlet bunndyrmateriale ble foretatt i laboratoriet på NIVA's Østlandskontor og ved NIVA's hovedkontor i Oslo. Avvik fra naturtilstanden og spesielt forekomst eller fravær av forurensningsfølsomme arter (indikator-/signalarter) står sentralt når vi skal benytte bunndyr for å vurdere forsuring- og forurensningseffekter. Vi legger spesiell vekt på grupper som døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det legges også vekt på forekomst av rødlistearter og "støttearter" som muslinger, snegl, igler, større krepsdyr og elvelevende billelarver.

Vi har derfor så langt som praktisk mulig utarbeidet artslistene for nevnte grupper. Øvrige organismer er bare ført til større grupper. Klassifiseringssystemet for vurdering av forsuring som vi benytter er tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet (Bækken m.fl. 1999a, 1999b). Det blir tatt hensyn til antatt naturgitt biologisk mangfold for området. Klassifiseringssystemet vil bli evaluert og

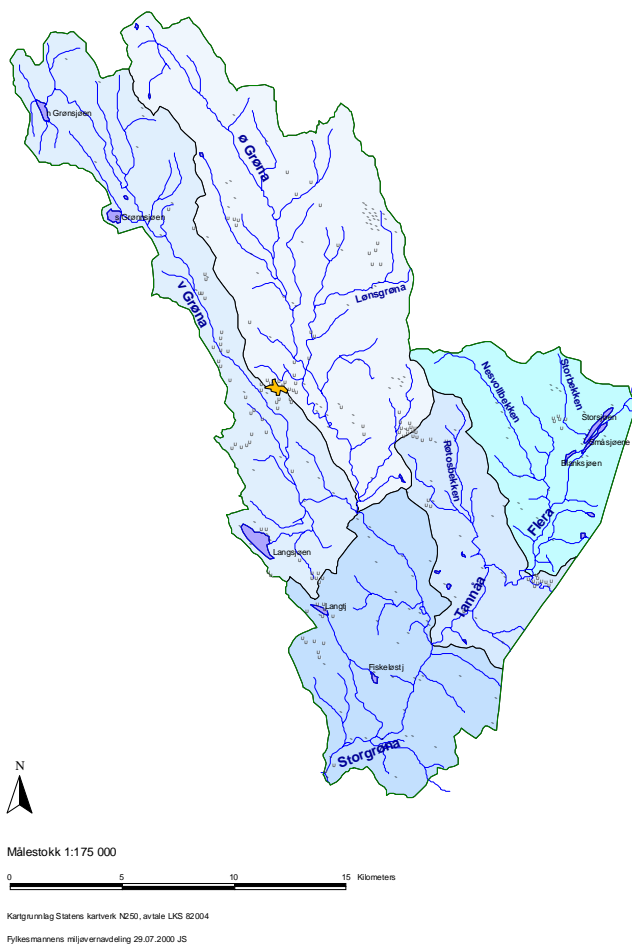
eventuelt revidert når det foreligger mer kunnskap om de "naturgitte" bunndyrforekomsten i Østlandsområdet. For mer inngående informasjon se vedlegg C.

3. Områdesbeskrivelse

3.1. Nedbørfelt

Grønassdraget er ei av Trysilelvas større tilløpselver som på norsk side av riksgrensen avvanner store deler av skog- og myrområdene mellom Innbygda og Flermoen/Støa ved svenskegrensa (

Figur 31). Det forekommer også litt snaufjell (ca. 3 km²) i området. Vassdraget drenerer også snaufjell og fjellnære skogs- og myrområder på svensk side i området ved *Rörbäcknäs* og *Tandådalen* i *Transtrandfjellet*. På norsk side har vassdraget et totalt nedbørfelt på 404,2 km² og på svensk side drenerer vassdraget et område på 220,5 km² (35% av totalen). Elva kan deles inn i seks større delvassdrag: Vestre Grøna, Østre Grøna, Flera, Tannåa (*Tandån*), *Siktån* og Grøna. Nedbørfeltet har lav innsjøprosent og i området finnes bare 9 mindre (< 2 km²) innsjøer (Nordre og Søndre Grønsjøen, Storsjøen, Blanksjøen, Småsjøene, Langsjøen og Langtjern samt *Tandsjön* og *Örsjön* på svensk side av grensen).



Figur 1. Grønassdragets nedbørfelt på norsk side. Delnedbørfelt og bosetning er vist.

3.2. Bosetning

I alt bor det ca. 750 personer fastboende i nedbørfeltet. De fleste av disse bor i småtettstedene Østby (320 pers.) og *Rörbäcknäs* (207 pers.), samt mer spredt i forbindelse med jordbruksdrift i mindre grendesamfunn som Langsjøåsen (200 pers.), Flermoen (40 pers.), Nesvollberget (80 pers.), Fjellbygda (30 pers.), Grønli (60 pers.), *Tandådalen* (66 pers.) og *Gränsbo* (20 pers.).

Det er til tider stor turistaktivitet i området og da særlig på svensk side av grensen. I *Tandådalen* er det flere større turistanlegg og hytteområder, og på norsk side har vi tre hytteområder, Ryskdalen (med 250 st. hytter), Bjørnbekkmora (med 75 st. hytter) og Slettmoteigen hytteområde (med 27 st. hytter). I hytteområdene ved Ryskdalen og Slettmoteigen er det vannposter, men ikke tillat med innlagt vann. Gråvannet infiltreres like ved hyttene. I Bjørnbekkmora er det innlagt vann med vannbesparende toalett samt tett tank og her går gråvannet til infiltrasjonsanlegg. I Ryskdalen er det i forbindelse med den nye kommuneplanen planlagt å etablere 180 nye hytter (Solberglia 1 og 2) og Bjørnbekkmora 60 nye hytter (Bjørnbekkmora 2). Det er spesielt vinterstid da alpinanleggene er i bruk at det er mye turister i området og i påsken regner en med at det kan være opp til 60.000 personer i området.

3.3. Naturgrunnlag

Årlig middelavrenning ligger i området kring 20 l/sek/km²/år, men det er store år til år variasjoner og i nedbørrike år kan vi få en årsavrenningen på opp til 45 l/sek/km²/år. Dette betyr i praksis at vi vinterstid og i lengre tørkeperioder på sommeren kan få perioder med meget lav vannføring, og at vassdraget er flomutsatt og raskt får stor vannføring i forbindelse med våravsmelting og i perioder med mye nedbør. Dette gjør at vassdraget kan utsettes for surstøter i forbindelse med raskt stigende vannføring om våren, da bakken fortsatt er frossen, og i flomtopper særlig på høsten. Deler av vassdraget er også følsomt for iskjøving, isganger og igjenfrysing i kalde vintrer med lite snø som f.eks. var tilfellet i vinteren 1995/96. I perioder med lite vannføring om sommeren kan det være meget lav vannstand i de elvepartiene som er fløtingsmudret. Vassdraget bedømmes imidlertid ikke som tørkesvakt og det er ingen elvestrekninger langs hovedvassdraget som blir tørrlagte.

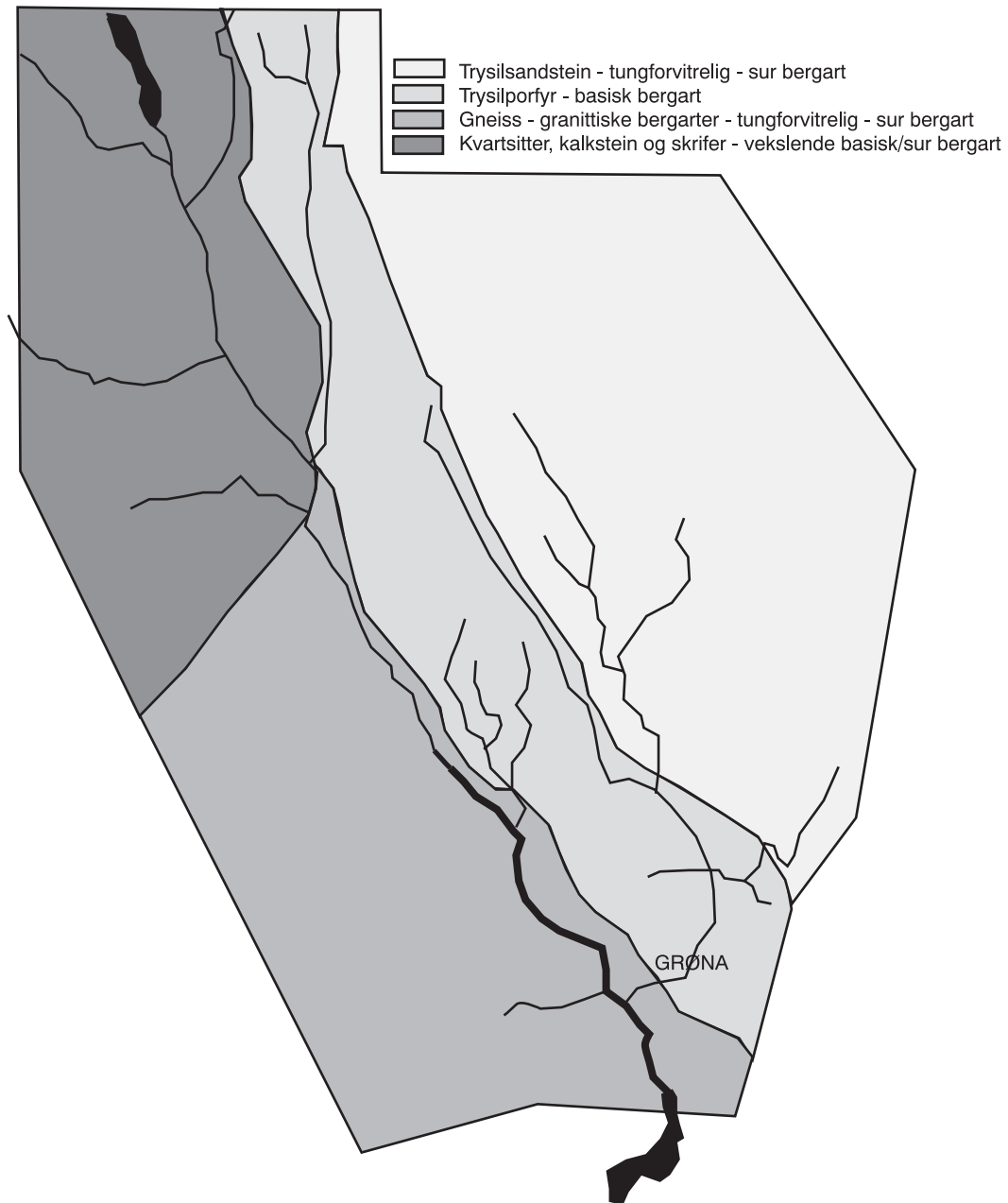
Det er store myrområder i nedbørfeltet. Dette medfører at Grønnavassdraget det meste av året er markert til sterkt påvirket av humusforbindelser og har markert til sterkt brunfarget vann. Dette er spesielt påtagelig i perioder med stor vannføring. Østre Grøna synes å være mest humuspåvirket og Tannåa minst. Minst humusbelastet er vassdraget i forbindelse med lavvannføring vinterstid. Et økende humusinnhold gir en økende resipientkapasiteten for næringssalter og mange miljøgifter ved at biotilgjengligheten reduseres. Uttransporten av forurensningsstoffer vil likevel kunne bli stor da flere av disse stoffene effektivt adsorberes til humuspartikkler og herved blir mer mobile. Videre har det vist seg at humus reduserer skadeeffektene overfor surt vann, bl.a. ved å binde løst aluminium så det blir mindre giftig.

De geologiske forholdene er viktige fordi forekomst av løsavsetninger (jordsmonn) og bergartenes sammensetning er naturgitte forutsetninger for biologisk produksjon. I områder med rikt jordsmonn og kalkrike, lett forvitrete, bergarter vil produksjonsgrunnlaget være godt. Harde, vanskelig forvitrete, kvartsrike bergarter og tynnt jordsmonn gir lav produksjonskapasitet. Vassdrag i sistnevnte områder vil også være mer forurensnings- og forsureningsfølsomme og da særlig dersom de også er lite humuspåvirkede.

Berggrunnen på vestsiden av Vestre Grøna og langs nederste del av Grøna inkludert området ved Langsjøen består av trysilporfyr (**Figur 42**). Porfyr er en lavabergart som i hovedsak består av pyroksen, feltspat og kvarts, men som også inneholder noe grønnstein og gabbro. Forekomst av gabbro og grønnstein bidrar til mer basiske og næringsrike forhold. Vassdrag som drenerer disse områdene blir derfor relativt produktive og er i noen grad buffret mot forsuringspåvirkning. Østre del av nedbørfeltet til Vestre Grøna og nedbørfeltet til resterende del av Grønavassdraget inkludert Tannåa på svensk side består av trysilsandstein. Denne sandsteinen er rik på kvarts og feltspat som gjør den til en næringsfattig og til dels sur bergart. Vassdrag innen dette området vil ha en begrenset produksjonskapasitet samt begrenset kapasitet til å motstå påvirkning av surt vann og må derfor vurderes som relativt følsomt overfor forsuring. For mer detaljert informasjon henvises til Qvenild og Nashoug (1998) og Hjelmqvist (1966).

Områder med store silt-, sand- og grusavsetninger forsinket avrenning og nøytraliserer i noen grad sure komponenter i det nedtrengende vannet. Stor forekomst av løsavsetninger og herved økt grunnvannstilførsel stabiliserer derfor vannføringen og gir økt bufferevne mot surt vann. I Grønavassdraget finner vi områder med betydelige løsavsetninger av næringsfattig morenegjord med innslag av iselvemateriale langs Flera, nedre del av Grøna samt langs deler av *Siktån*. For mer detaljert informasjon henvises til Qvenild og Nashoug (1998) og Länsstyrelsen Dalarna, miljövårdsenheten.

De geologiske forhold og den markerte humuspåvirkningen i området gjør at flertallet av bekker og tjern i nedbørfeltet til Grønavassdraget i mer eller mindre grad er naturlig sure. Dvs. at naturgitt pH-nivå ligger i området 6,0 - 7,0 og at pH-verdien i kortere perioder ved våravsmelting og ved mye nedbør kan gå ned mot 5,0. Dette tilsvarer svakt surt til moderat surt miljø (surhetsklasse 1-2). Enkelte små bekker som avvanner myrområder har trolig hatt markert surt miljø der meget og moderat forsuringfølsomme arter savnes eller bare tidvis forekommer (surhetsklasse 3). Videre kan vi regne med at det også finnes mindre sterkt myr- og humuspåvirkede bekker og tjern som stort sett bare har forekomst av forsuringstolerante arter (surhetsklasse 4).



Figur 2. Berggrunnskart over Grønavassdraget. Kartet er utarbeidet av O. Nashoug.

3.4. Fiskeforekomster

Grønnavassdraget kan betegnes som middels fiskerikt og hovedelvene har blandingsbestander av gjedde, abbor, ørekyt, lake, ørret, harr og ferskvannsulke. Det er abbor og ørret i de fleste tjern samt i nordre Grønsjøen og i søndre Grønsjøen. I enkelte tjern er det bare ørret. Langsjøen er kjent for sine store abborer og ørreter. Her finnes også ørekyte. I Storsjøen og Småsjøene er det foruten nevnte arter også forekomst av sik og mort. Tidligere var det også laue og ål i Storsjøen (pers. med. Ivar Borten). I *Tandsjøen* på svensk side finnes også sik og mort. I mer stilleflytende elvepartier og i de større lonene dominerer gjedde, men her finnes også ørekyte, lake samt enkelte store individer av harr og ørret. Det fanges årlig individer av harr og ørret på over 1 kg. Særlig i nedre del av østre Grøna og Tannåa er det storvokst harr. I foss- og strykpartiene og i mer stilleflytende grunne partier der det også er rik forekomst av foss- og strykpartier er det lokalt rik forekomst av småvokst ørret. I vassdragets midtre og nedre del, inkludert nedre del av Tannåa, er det også til dels rik forekomst av harr, ørekyte og ferskvannsulke. Også her fanges det til tider større ørret og harr (0,5 – 0,8 kg). I flere av småbekkene er det småvokst ørret (maks 0,4 kg) og som regel ørekyte. I Nesvollbekken, Storbekken og i Lille Tannåa er det selvreproduserende bestander av amerikansk bekkerøye. Dette er trolig bestander som har blitt etablert etter svenske utsetninger i Tannåavassdraget i perioden 1940 – 1950 (pers. med. Sixten Martinsson). Det har vært økt forekomst av bekkerøye i disse vassdrag under 1980 i i begynnelsen av 1990-åra. Etter 1995 har det blitt mer og mer ørret i Nesvollbekken og Storbekken, mens bestanden av amerikansk bekkerøye har gått tilbake (pers. med. Ivar Borten). Tidligere var det også forekomst av røye i øvre del av Østre Grøna (i området ved Vorddammen). Om dette var vanlig røye eller bekkerøye er ukjent. Størst forekomst av ørret er det for tiden i nedre del av Vestre Grøna, men enkelte partier i Flera og øvre del av Tannåa er også gode ørretlokaliteter. Innslaget av harr øker i vassdragets nedre del og her går det også opp fisk fra Trysilelva. Nedre del av Grøna er/var derfor til tider en god fiskeplass. Best fiske var det her på våren og i perioder med relativt stor vannføring (pers. med. Tommy Husebekk og Odd Magne Lutnes).

Produksjonsevnen i Grønnavassdraget vurderes som lav til middels høy med en mulig fiskeproduksjon i området 20 – 60 kg/ha/år. Dette er i samsvar med det en finner i næringsfattige og middels næringsfattige bekker og elver i Skandinavia (Kjellberg 1994). Til orientering kan vi nevne at fiskeproduksjonen i rennende vann for tempererte områder normalt ligger i området 20 til 180 kg/ha/år (Chapman 1966), samt at mulig årlig fiskeproduksjon i Femund-/Trysilelva er estimert til 15 – 60 kg/ha og i Engeråa til 40 – 60 kg/ha (Kjellberg 1994). Anslått fiskeproduksjon i Grønnavassdraget gir mulighet til et årlig bærekraftig fangstuttak på ca. 10 – 25 kg/ha (se Kjellberg 1994).

Generelt sett har det i perioden fra slutten av 1970-årene frem til begynnelsen av 1990-årene vært en tilbakegang i bestandene av ørret, harr, ørekyte og særlig i ferskvannsulke i Grønnavassdraget. Tilbakegangen i fiskforekomsten synes å være mest påtagelig i Østre Grøna og i Grøna, mens Vestre Grøna, Flera og Tannåa synes mindre berørt. Vi bør her likevel nevne at ørreten og ørekyten i øvre del av Tannåa viste klar tilbakegang før elva ble kalket (pers. med. Per Limberg og C. Ekström, 1976). I de fleste bekker har det også blitt redusert forekomst av ørret og ørekyte og i enkelte bekker har bestandene av ørret og ørekyte gått helt ut eller blitt sterkt redusert. Eksempel på dette er bl.a. øvre del av Finnmyrbekken, Nesvollbekken, Dulpbekken og Storbekken som tidligere var gode fiskebekker. Finnmyrbekken renner ut i Østre Grøna og Nesvollbekken, Dulpbekken og Storbekken inngår i Fleravassdraget. Det ser nå ut som om ørreten kommet tilbake i Finnmyrbekken (pers. med. Tormod Rønningen og Ivar Borten), og at ørreten også har fått økt forekomst i Nesvollbekken og Storbekken (pers.med. Ivar Borten).

Gjeddeforekomsten i øvre del av Østre Grøna har økt og en forklaring til dette kan være den økte forekomsten av beverdammer. Det er nå stor forekomst av bever i hele vassdraget (pers. med. Tormod Rønningen).

3.5. Brukerinteresser Se vedlegg B

3.6. Inngrep og belastninger Se vedlegg B

3.7. Tidligere undersøkelser Se vedlegg B.

4. Vurdering av vassdragene i 1999

4.1. Vestre Grøna

4.1.1. Vannkjemi

Vestre Grøna hadde ved prøvetakingstidspunktene markert til sterkt humuspåvirket (brunfarget) og svakt surt vann (**Tabell 1**). Bufferevnen mot surt vann var relativt god med alkalitet over 0,05 mekv/l. Kalsiumkonsentrasjonen låg i området 2,0 – 2,6 mg Ca/l. Vassdraget bedømmes derfor som lite følsomt for forsuring og synes for tiden ikke å være synlig påvirket av forsuring i perioder med lav- og normalvannføring. Vannet var salt- og næringsfattig med konsentrasjonsnivåer av fosfor og nitrogen tilnærmet som i forventet naturtilstand. Det forelå ikke indikasjoner på lokale tilførsler av forurensninger som kunne forventes å forandre den naturgitte vannkvaliteten og/eller økologisk status.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) at vannet ikke er egnet som råvannskilde. For de andre angitte bruksområdene var vannet egnet eller godt egnet (**Tabell 2**).

Tabell 1. Kjemidata fra Vestre Grøna.

Dato			09.06.99	19.10.99
Surhetsgrad	pH		6,55	6,65
Alkalitet	Alk	mekv/l	0,085	0,121
Fargetall	Farge	mgPt/l	94	69
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,8	2,43
Kalsium	Ca	mg/l	2	2,56
Total fosfor	TotP	µg/l	8,6	7,0
Total nitrogen	TotN	µg/l	246	262
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	<5	58
Ammonium	NH4-N	µg/l	5	-

Tabell 2. Klassifisering av egnethet i Vestre Grøna i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Egnet	Egnet	Godt egnet	Godt egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Egnet	Godt egnet	Egnet	-
Alkalitet	-	-	Godt egnet	-

4.1.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et kort, bredt og grunt strykparti i et område der mestparten av elva var stilleflytende. Bunnssubstratet i strykpartiet var dominert av småstein og grus (se foto i vedlegg D). Det var en del forekomst av elvemosen *Fontinalis dalecarlica* på prøvetakingsplassen.

Lokaliteten hadde et individrikt og relativt artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver som døgnfluer, steinfluer, fjærmygg, vårfluer og elvelevende biller (Figur 5). Grupper som fåbørstemark, vannmidd, muslingkreps, knott og stankelbein/klegg var også vanlig forekommende. Videre ble det registrert enkelte snegl (*Lymnea peregra*). Meget forsuringfølsomme arter ble ikke funnet, men det var rik forekomst av moderat forsuringfølsomme arter som bl.a. døgnfluene *Baetis muticus* og *Ephemerella aurivillii*.

Døgnfluene var representert av følgende arter *Baetis muticus*, *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica* og *Ephemerella aurivillii*. Størst forekomst hadde *Baetis rhodani* som kan betegnes som en nøkkelart for lokaliteten. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Diura nanseni*, *Isoperla sp.*, *Siphonoperla burmeisteri*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Amphinemura sp.*, *Protonemura meyeri*, *Capnia atra* og *Leuctra hippopus*. Vårfluene var representert av *Rhyacophila nubila*, *Hydroptila sp.*, *Ithytrichia lamellaris*, *Oxyethira sp.*, *Plectronemia conspersa*, *Ceratopsyche silfvenii*, *Hydropsyche siltalai* og *Sericostoma personatum*. Vi kan her nevne at arten *Ceratopsyche silfvenii* er sjelden. Arten er på tilbakegang og krever spesielle hensyn og tiltak (Direktoratet for Naturforvaltning 1999).

Bunndyrsamfunnet indikerte stort sett rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikler, uønsket stor tilførsel av næringsalter, tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter. Relativt sett stor forekomst av døgnfluen *Baetis rhodani* kan muligens indikere noe økt tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff og næringsalter. Videre er sannsynligvis elven noe påvirket av forsuring (sannsynligvis surstøter i forbindelse med våravsmeltingen) da lokaliteten savnet enkelte meget forsuringfølsomme arter som sannsynligvis har forekommet her tidligere.

Det ble fanget 2 stykker 0+ ørretunger i bunndyrhåven.

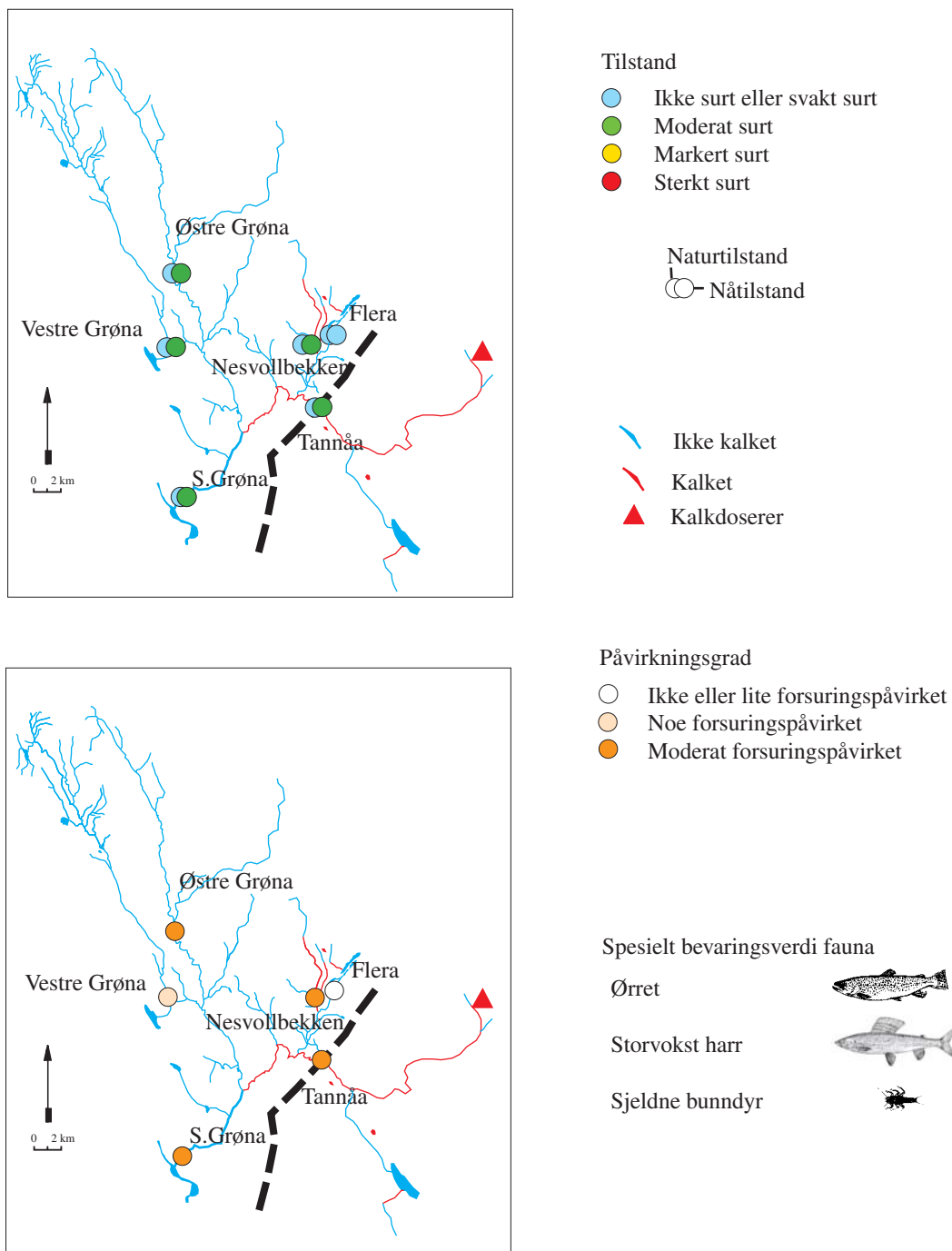
4.1.3. Miljøstatus

Forsuringssituasjonen i Grønassdraget inklusive v. Grøna vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i figur 4.

Vannkvaliteten og den økologiske status i Vestre Grøna nedstrøms Østby vurderes utifra foreliggende datagrunnlag som tilfredstillende. Trolig er Vestre Grøna likevel noe forsuringspåvirket med tap av enkelte meget forsuringfølsomme plante- og dyrearter. Påvirkningsgraden bedømmes som liten til moderat og fiskebestanden synes ikke å være påvirket. Det er viktig at forsuringen ikke øker da dette raskt vil føre til betydelig tap av naturgitt fauna og produksjonskapasitet, samt synlige skader på fiskebestanden.

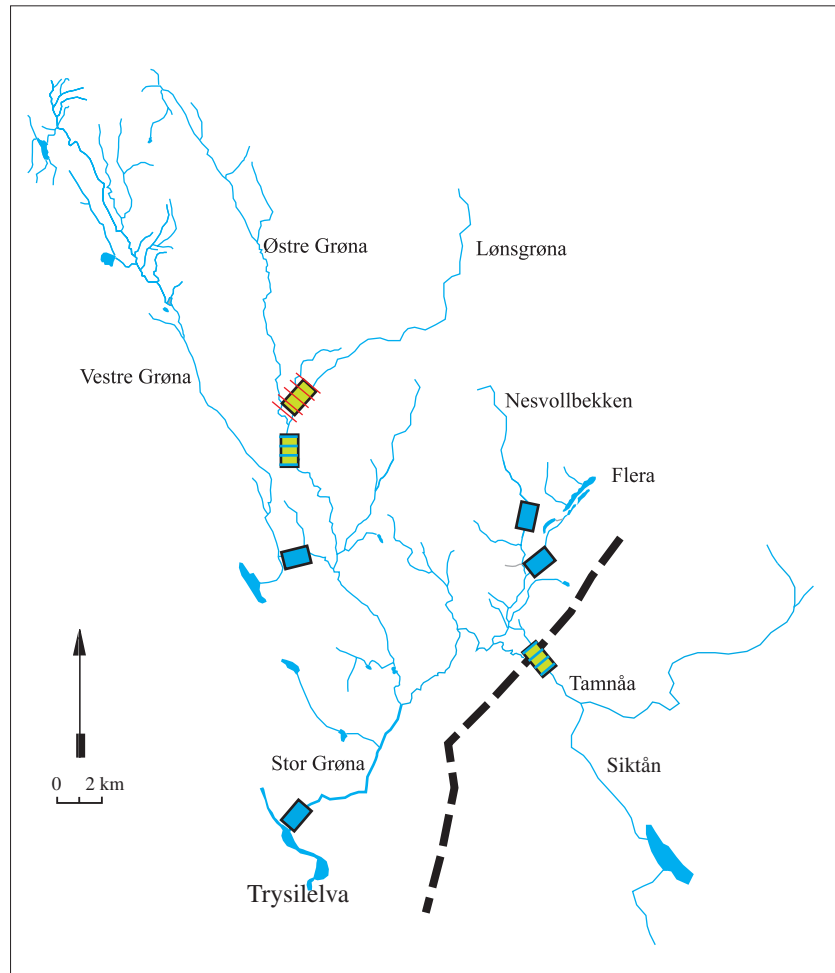
Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) er ikke vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Høyst sannsynlig er deler av vassdraget til tider påvirket av fersk fekal forurensning som resultat av utslipp fra renseanlegget på Østby, spredt bosetting og utsig av husdyrgjødsel. Videre kan muligens kvikksølvinholdet i eldre fiskespisende rovfisk være noe høyt.

Grønavassdraget



Figur 3. Forurensningssituasjonen i Grønavassdraget 19.10.1999.

Grønavassdraget 1999



Vannkvalitetsklasse	Forurensningsgrad	Økologisk status
	I	Ubetydelig
	Ubetydelig	Rentvannsførhold
	I - II	En viss organisk belastning og økt næringssaltinnhold
	II	
	II - III	Påvisbar organisk belastning og næringssaltrik miljø
	III	
	III - IV	Sterk organisk belastning og høy konsentrasjon av næringssalter
	IV	
	Område med kraftig overgjødslingspåvirkning	

Figur 4. Lokalbetenget forurensning i Grønavassdraget oktober 1999. Vurdert utfra biologiske forhold.

4.2. Østre Grøna m. Lønsgrøna

4.2.1. Vannkjemi

I Østre Grøna var vannet ved de to prøvetakingstidspunktene sterkt humuspåvirket (brunfarget) og svakt surt (**Tabell 3**). Bufferevne mot surt vann varierte fra dårlig til god (0,083 - 0,098 mekv/l). Kalsiumkonsentrasjonen varierte i området 1,6 – 2,1 mg Ca/l. Østre Grøna vurderes som følsom for forurensning og sannsynligvis er elva for tiden noe påvirket av tilførsel av surt vann med til tider klart minket pH jevnført med naturgitt tilstand. Vannet var videre saltfattig, men hadde relativt høy konsentrasjon av fosfor. Nitrogenkonsentrasjonen var lav og stort sett i samsvar med forventet naturtilstand. De registrerte fosforkonsentrasjoner var derimot klart høyere enn de naturlige forhold. Dette skulle indikere at vi her høyst sannsynligvis har økt tilførsel av fosfor til vassdraget p.g.a. menneskelig aktiviteter.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) og forurensning av næringssalter at vannet ikke er egnet som råvannskilde. Høyt innhold av næringssalter har også redusert egnetheten for bading rekreasjon og jordvanning (**Tabell 4**).

Tabell 3. Kjemidata fra Østre Grøna.

Dato			09.06.99	19.10.99
Surhetsgrad	pH		5,95	6,64
Alkalitet	Alk	mekv/l	1,038	0,098
Fargetall	Farge	mgPt/l	136	83
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,33	1,88
Kalsium	Ca	mg/l	1,61	2,13
Total fosfor	TotP	µg/l	22	18
Total nitrogen	TotN	µg/l	259	237
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	<5	14
Ammonium	NH4-N	µg/l	9	-

Tabell 4. Klassifisering av egnethet i Østre Grøna i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997)

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Ikke egnet	Ikke egnet	Mindre egnet	Mindre egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Mindre egnet	Godt egnet	Egnet	-
Alkalitet	-	-	Egnet	-

I Lønsgrøna, som er et sidevassdrag til Østre Grøna, var vannet ved prøvetakingstidspunktet den 22. september alkalisk (pH>7,0), relativt ionerikt og hadde høy konsentrasjon av fosfor (26 µgP/l), mens nitrogenkonsentrasjonen var lav og mer i samsvar med de naturgitte forhold. Markert påslag av fosfor, ionerikt vann og stor forekomst av organisk stoff indikerte at vi her hadde lokalbettinget tilførsel av bl.a. organisk stoff og fosforforbindelser (**Tabell 5**). Trolig er kilden til denne forurensningen er utsig fra en eller flere gjødselkjellere og/eller boligkloakk og gråvann fra spredt bosetting og fritidshytter.

I følge SFT's kriterier medfører høyt innhold av næringssalter at vannet blir vurdert som mindre egnet eller ikke er egnet for alle angitte bruksområder (**Tabell 6**).

Tabell 5. Kjemedata fra Lønsgrøna.

Dato	22.09.99		
Surhetsgrad	pH		6,55
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,8
Total fosfor	TotP	µg/l	8,6
Total nitrogen	TotN	µg/l	246

Tabell 6. Klassifisering av egnethet i Lønsgrøna i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Ikke egnet	Ikke egnet	Mindre egnet	Mindre egnet
pH	Godt egnet	Godt egnet	Godt egnet	-

4.2.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et middels dypt kanalisert strykparti med et bunnsstrat som var dominert av mellomstor stein, småstein og grus (se foto i vedlegg D). På enkelte steder var det rik forekomst av slank elvemose (*Fontinalis dalecarlica*).

Lokaliteten hadde et middels individrikt og relativt artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver som døgnfluer, steinfluer, fjærmygg, vårfluer og biller (Figur 5). Grupper som knott og stankelbein/klegg var også vanlig forekommende. Videre ble det registrert enkelte vannmidd. Meget forsuringfølsomme arter ble ikke funnet og det ble bare registrert enkelte individ av moderat forsuringfølsomme arter som døgnfluen *Ephemerella aurivillii* og steinfluene *Capnia atra* og *Capnopsis schilleri*.

Døgnfluene var representert av følgende arter *Ameletus inopinatus*, *Baetis niger*, *Baetis rhodani*, *Leptophlebia* sp. og *Ephemerella aurivillii*. Størst forekomst hadde *Baetis niger*. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Diura nanseni*, *Isoperla* sp., *Taeniopteryx nebulosa*, *Amphinemura* sp., *Protonemura meyeri*, *Capnia atra*, *Capnopsis schilleri* og *Leuctra hippopus*. Vårfluene var representert av *Rhyacophila nubila*, *Oxyethira* sp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Sericostoma personatum* samt arter tilhørende familiene *Polycentropidae* og *Limnephilidae*.

Østre Grøna er påvirket av forsuring, sannsynligvis er det surstøter i forbindelse med våravsmeltingen og ved større høstflommer som gir skadeeffekter. Dette har medført at hovedvassdraget nå savnet meget forsuringfølsomme arter samt enkelte moderat forsuringfølsomme arter som vi utifra naturgitt tilstand skulle forvente å finne på prøvetakingslokaliteten. Bunndyrsamfunnet indikerte for øvrig rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikler, uønsket stor tilførsel av næringssalter, tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter.

4.2.3. Begroiong

Det ble den 22. september tatt ut en begroingsprøve fra Lønsgrøna fra en av de lokaliteter der lokalbefolkningen i flere år observert spesielt stor ”grønskeforekomst”. Grønskeveksten bestod ved prøvetakingstidspunktet av den trådformete grønnalgen *Microspora amoena*. Stor forekomst av denne alge er indikasjon på økt tilgang på næringsalter og da spesielt fosfor. *Microspora amoena* er følsom for forsuring og blir som regel borte når pH blir lavere en ca 5,5. For mer informasjon om ”grønske”-problematikken mer generelt samt spesielt i Grønassdraget henvises til Lindstrøm (1993) og Lindstrøm et al. (2000).

4.2.4. Miljøstatus

Forsuringssituasjonen i Grønassdraget inklusive ø. Grøna vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i

Figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i **Figur 4**.

Østre Grøna vurderes som moderat forsuringpåvirket noe som har medført tap av biologisk mangfold og naturgitt produksjonsevne. Ytterligere forsuring (markert forsuringpåvirket) vil kunne gi betydelige skadeeffekter bl.a. ved å redusere fiskforekomsten. Nedre del av elva er noe påvirket av økt næringsalttilførsel. Dette har ført til økt produksjonskapasitet, men også til uønsket stor algeforekomst.

Lønsgrøna er påvirket av næringsaltforurensning (uønsket stor tilførsel av fosfor) som til tider forårsaker stor og sjenerende algevekst. Økologiske konsekvenser av denne algeforekomsten er ikke vurdert, men algeforekomsten er bl.a. til sjenase ved utøvelse av sportsfiske da algetråder fester seg til fiskesnører og fiskekroker.

Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) har ikke blitt vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Sannsynligvis er deler av Østre Grøna til tider påvirket av fersk fekal forurensning som resultat av utsig av husdyrgjødsel og boligkloakk. Videre kan muligens kvikksølvinnholdet i eldre fiskespisende rovfisk være noe høy.

4.3. Flera

4.3.1. Vannkjemi

Flera hadde ved prøvetakingstidspunktene svakt surt til nøytralt vann (**Tabell 7**). Elven var tydelig humuspåvirket (brunfarget vann) og humuspåvirkningen bedømmes som moderat til sterk. Vannet hadde god bufferevne (alkalitet > 0,05 mekv/l) mot surt vann. Kalsiumkonsentrasjonene lå området 2,4 – 3,4 mg Ca/l. Flera synes for tiden å være lite påvirket av tilførsel av surt vann og noen direkte forsuring kunne ikke dokumenteres. Vannet var videre salt- og næringsfattig med konsentrasjon-snivåer i nært samsvar med forventet naturtilstand. Det forelå ikke indikasjon på lokale forurensningstilførsler av betydning som hadde forandret eller kunne forventes å forandre naturgitt vannkvalitet og/eller økologisk status. Her må vi likevel nevne at tre tilrennende bekker blir kalket ved at det blir tilført kalk i flompperioder. Effekten av denne kalking på hovedvassdraget bedømmes likevel som liten.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) at vannet i Flera ikke er egnet som råvannskilde (**Tabell 8**). Vannet vurderes som midre egnet til bading/rekreasjon grunnet høyt innhold av næringsalter. For de andre angitte bruksområdene var vannet egnet eller godt egnet.

Tabell 7. Kjemidata fra Flera.

Dato			09.06.99	10.11.99
Surhetsgrad	pH		6,52	7
Alkalitet	Alk	mekv/l	0,098	0,174
Fargetall	Farge	mgPt/l	90	49
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,84	2,57
Kalsium	Ca	mg/l	2,36	3,42
Total fosfor	TotP	µg/l	13	9,0
Total nitrogen	TotN	µg/l	217	207
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	<5	15
Ammonium	NH4-N	µg/l	6	-

Tabell 8. Klassifisering av egnethet i Flera i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Mindre egnet	Mindre egnet	Egnet	Egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Egnet	Egnet	Godt egnet	-
Alkalitet	-	-	Godt egnet	-

4.3.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et langt, bredt og grunt strykparti (Skjerfossen) med et bunnsstrat som var dominert av mellomstor stein, småstein og grus (se foto i vedlegg D). På større steiner og blokk var det rik forekomst av elvemosen *Fontinalis dalecarlica*. De ble utført biotopforbedrende tiltak (etablert strømkonsentrasjoner og terskler) langs dette strykparti på forsommeren i 1999.

Lokaliteten hadde et middels individrikt, og til dels artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver med størst forekomst av døgnfluer (**Figur 5**). Steinfluer, fjærmygg, vårfluer, knott og biller hadde også stor forekomst, mens grupper som fåbørstemark, snegl (*Lymnea peregra*), muslingkreps, øyestikkere, og stankelbein/klegg bare ble registrert i enkelte eksemplarer. Den meget forsuringfølsomme døgnfluearten *Ephemera danica* ble funnet, og det var rik forekomst av moderat forsuringfølsomme arter som bl.a. døgnfluene *Baetis muticus* og *Ephemerella aurivillii* samt vårfluen *Ithytrichia lamellaris*.

Døgnfluene var representert av artene *Baetis muticus*, *Baetis niger*, *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica*, *Heptagenia sulphurea*, *Leptophlebia* sp., *Ephemerella aurivillii*, og *Ephemera danica*. Størst forekomst hadde *Baetis rhodani* som kan betegnes som en nøkkelart for lokaliteten. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Isoperla difformis*, *Brachyptera risi*, *Amphinemura* sp., *Nemoura* sp., *Protonemura meyer*, *Capnopsis schilleri* og *Leuctra hippopus*. Vårfluene var representert av arter som *Rhyacophila nubila*, *Philopotamus montanus*, *Ithytrichia lamellaris*, *Oxyethira* sp., *Plycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche siltalai* samt arter tilhørende familien *Limnephilidae*.

Bunndyrsamfunnet indikerte rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikkler, uønsket stor tilførsel av næringsalter, tilførsel av lettnedbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter. Noen direkte skadeeffekter i tilknytning til utførte biotopiltak kunne heller ikke registreres. Dette viser at bunndyrene og begroingsorganismene raskt reetablert seg og at bunndyrsamfunnet har blitt normalisert kort tid etter at biotopiltakene ble utført. Biotopforbedringen har skjedd med hjelp av gravmaskin.

Det ble fanget én 0+ ørretunge i bunndyrhåven.

4.3.3. Begroing

Det ble den 11. november tatt prøver av den dominerende ”grønskeveksten” i Skjerfossen. Det var da i dette strykparti lokalt stor forekomst av lysegrønne trådformete alger som dekket det meste av elvebunnen og gjorde steinene sleipe og svært glatte. Analyse av begroingsprøvene viste at begroingen var dominert av de trådformete grønnalgene *Mougotia* e og *Spirogyra lapponica*. Størst forekomst var det av *Mougotia*. Begge arter er rentvannsarter som forekommer i næringsfattige vannforekomster og i samsvar med her forventet naturtilstand. *Spirogyra lapponica* er følsom for forsuring og forsvinner som regel ved pH < 5.5. For mer informasjon om ”grønske”-problematikken i Grønnavassdraget henvises til Lindstrøm et al. (2000).

4.3.4. Miljøstatus

Forsuringssituasjonen i Grønnavassdraget inklusive Flera vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i

Figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i **Figur 4**.

Flera hadde ved prøvetakingstidspunktene akseptabel vannkvalitet og økologisk status i samsvar med forventet naturtilstand. Forsuringsskader ble ikke påvist. Vassdraget utgjør for tiden en viktig refugielokalitet i forbindelse med forsuringproblematikken i dette område (eventuelt donorområde) og det er derfor av stor vekt at Fleravassdraget ikke påføres forsuringsskader eller andre skader som kan forringe vannkvaliteten og herved forandre naturgitt flora og fauna. Det er bl.a. viktig at forsuringfølsomme arter ikke slås ut.

Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) er ikke vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Vi vurderer likevel ikke dette som noe direkte problem i Fleravassdraget. Muligens kan kvikksølvinnholdet i eldre fiskespisende rovfisk være noe høy.

4.4. Nesvollbekken

4.4.1. Vannkjemi

I nedre del av Nesvollbekken var vannet ved prøvetakingstilfellet i oktober svakt surt og markert humuspåvirket (brunfarget) (**Tabell 9**). Vannet hadde relativt god bufferevne mot surt vann med en alkalitet like over 0,05 mekv/l. Kalsiumkonsentrasjonen var nær 2,0 mg Ca/l. Bekkens nedre løp er derfor ved lav- og normalvannføring lite forsuringfølsom. Vannet var fattig på ioner og næringsalter med konsentrasjonsnivåer i nært samsvar med forventet naturtilstand. Det forelå ikke indikasjon på forurensningstilførsler av betydning fra lokale kilder som hadde forandret eller kunne forventes å

kunne forandre naturgitt vannkvalitet og/eller økologisk status. Her må vi likevel nevne at Nesvollbekkens øvre del samt Dulpbekken blir kalket ved at det tilføres kalk i flomperioder.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) og lav pH at vannet ikke er egnet eller mindre egnet som råvannskilde. For de andre angitte bruksområdene var vannet egnet eller godt egnet (**Tabell 10**)

Tabell 9. Kjemidata for Nesvollbekken.

Dato			09.06.99	19.10.99
Surhetsgrad	pH		-	6,29
Alkalitet	Alk	mekv/l	-	0,057
Fargetall	Farge	mgPt/l	-	72
Ledningsevne	Kond	mS/m	-	1,65
Kalsium	Ca	mg/l	-	1,98
Total fosfor	TotP	µg/l	-	8,0
Total nitrogen	TotN	µg/l	-	199
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	-	<5
Ammonium	NH4-N	µg/l	-	-

Tabell 10. Klassifisering av egnethet i Nesvollbekken i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Egnet	Egnet	Godt egnet	Godt egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Mindre egnet	Godt egnet	Godt egnet	-
Alkalitet	-	-	Godt egnet	-

4.4.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et lengre middels dypt strykparti med et bunnsstrat som var dominert av mellomstor stein, småstein og grus (se foto i vedlegg D). Det var rik forekomst av elvemosen *Fontinalis dalecarlica* langs hele dette strykparti.

Lokaliteten hadde et middels individrikt og relativt artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver som døgnfluer, steinfluer, fjærmygg og vårfluer (**Figur 5**). Grupper som vannmidd, muslingkreps, elvelevende biller og knott var også vanlig forekommende. Videre ble det registrert enkelte fåbørstemark, snegl (*Lymnea peregra*), småmusslinger og stankelbein/klegg. Meget forsuringfølsomme arter ble ikke funnet, men det var rik forekomst av moderat forsuringfølsomme arter som bl.a. døgnfluene *Ephemerella aurivillii* og *Ephemerella mucronata*.

Døgnfluene var representert av følgende arter *Ameletus inopinatus*, *Baetis niger*, *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica*, *Leptophlebia* sp., *Ephemerella mucronata* og *Ephemerella aurivillii*. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Diura nanseni*, *Isoperla difformis*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Amphinemura* sp., *Nemoura avicularis*, *Protonemura meyeri*, *Capnopsis schilleri* og *Leuctra hippopus*. Vårfluene var representert av arter som *Rhyacophila nubila*, *Agapetus ochripes*, *Hydroptila*

sp., *Ithytrichia lamellaris*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Silo pallipes*, *Sericostoma personatum* samt arter tilhørende familien *Limnephilidae*.

Bunndyrsamfunnet indikerte stort sett rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand, men syntes likevel å være noe påvirket av forsurening med tap av naturgitt fauna (sannsynligvis forårsaket av surstøter i forbindelse med våravsmeltingen). Mangel på meget forsuringfølsomme arter samt den moderat forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis muticus* indikerte dette. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikler, uønsket stor tilførsel av næringsalter, tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter.

Det ble fanget 3 stykker 0+ ørretunger i bunnfaunahåven.

4.4.3. Miljøstatus

Forsuringssituasjonen i Grønavassdraget inklusive Nesvollbekken vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i

Figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i **Figur 4**.

Ved prøvetakingstidspunktet hadde nedre del av Nesvollbekken rentvannsforhold og en økologisk status i nært samsvar med forventet naturtilstand. Bekken er høyst sannsynligvis fortsatt noe forsuringpåvirket (surstøter i forbindelse med våravsmeltingen) med noe tap av naturgitt fauna. Fiskeforholdene er likevel ikke direkte berørt og påvirkningsgraden bedømmes som liten til moderat. Økt forsuring vil raskt kunne gi betydelige skadeeffekter å det er derfor viktig at forsuringpåvirkningen ikke øker. Det er derfor viktig at pågående kalking fortsetter.

Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) har ikke blitt vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Vi bedømmer likevel ikke dette som noe større problem for Nesvollbekken. Rik forekomst av bever vil likevel bidra til at det til tider kan være stor forekomst av termotolerante koliforme bakterier i vassdraget (se Kjellberg og Rognerud (1989)).

4.5. Tannåa

4.5.1. Vannkjemi

Ved Flermoen var vannet i Tannåa ved tidspunktene for prøvetaking svakt surt og markert humuspåvirket (brunfarget) (**Tabell 11** og **Tabell 14** i vedlegg A). Bufferevnen mot tilførsel av surt vann ved lav- og middelvannføring bedømmes som relativt god med en alkalitet > 0,05 mekv/l. Kalsiumkonsentrasjonen var likevel lav og varierte i området 1,4 – 2,0 mg Ca/l. Tannåa bedømmes derfor som moderat følsom for forsuring. Videre var vannet ionefattig og hadde lavt næringssaltinnhold. Generelt sett var registrerte vannkvalitet i nært samsvar med forventet naturtilstand og det var ikke indikasjon på forsuring av betydning, men det er høyst sannsynlig at vassdraget i forbindelse med våravsmeltingen og i perioder med mye nedbør er påvirket av økt tilførsel av surt vann som da bl.a. senker pH-verdien. Det forelå ikke indikasjon på forurensningstilførsel av betydning fra lokale kilder som har eller kan forventes å kunne forandre naturgitt vannkvalitet og/eller økologisk status. Vassdraget blir kalket på svensk side av grensa og dette er høyst sannsynlig årsaken til at nær naturgitt vannkvalitet kan opprettholdes.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) at vannet ikke er egnet som råvannskilde. For de andre angitte bruksområdene var vannet egnet eller godt egnet (**Tabell 12**)

Tabell 11. Kjemiadata fra Tannåa.

Dato			09.06.99	19.10.99
Surhetsgrad	pH		6,59	6,76
Alkalitet	Alk	mekv/l	0,072	0,096
Fargetall	Farge	mgPt/l	72	61
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,53	2
Kalsium	Ca	mg/l	1,41	2,03
Total fosfor	TotP	µg/l	9,3	9,0
Total nitrogen	TotN	µg/l	189	236
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	<5	40
Ammonium	NH4-N	µg/l	4	-

Tabell 12. Klassifisering av egnethet i Tannåa i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Egnet	Egnet	Godt egnet	Godt egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Egnet	Egnet	Godt egnet	-
Alkalitet	-	-	Godt egnet	-

4.5.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et langt, bredt og grunt strykparti med et bunnsstrat som var dominert av mellomstor stein (se foto i vedlegg D). Det var rik til meget rik forekomst av slank elvemose (*Fontinalis dalecarlica*) langs hele strykpartiet.

Lokaliteten hadde ved prøvetakingstidspunktet et et relativt individfattig, men likevel til dels artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver tilhørende gruppene steinfluer og fjærmygg (**Figur 5**). Fåbørstemark, døgnfluer og vårfluer var også vanlig forekommende grupper. Videre ble det registrert enkelte individ av småmusslinger, muslingkreps, elvelevende biller, knott og stankelbein/klegg. Meget forsuringsfølsomme arter ble ikke påvist og det ble bare registrert enkelte individ av en moderat forsuringsfølsom art (døgnfluen *Ephemerella aurivillii*).

Døgnfluene var representert av tre arter *Baetis niger*, *Baetis rhodani* og *Ephemerella aurivillii*. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Diura nanseni*, *Isoperla sp.*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Brachyptera risi* og *Leuctra hippopus*. Vårfluene var representert av følgende arter: *Rhyacophila nubila*, *Oxyethira sp.*, *Plectonemia conspersa* samt arter tilhørende familien *Limnephilidae*.

Bunndyrsamfunnet indikerte at Tannåa var moderat forsuringspåvirket med tap av naturgitt flora og fauna, men i øvrigt stort sett hadde rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand. Tannåa kalkes ved kalkdoserer på Svensk side og trolig er det surstøter i forbindelse med våravsmeltingen som fortsatt kan skape forsuringproblem i nedre del av elva. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikler, uønsket stor tilførsel av næringsalter, tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter. Spesielt rik forekomst av slank elvemose kan være en indikasjon på økt tilgang på næringsalter

4.5.3. Miljøstatus

Forsuringssituasjonen i Grønavassdraget inklusive Tannåa vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i

Figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i **Figur 4**.

Ved prøvetakingstidpunktene hadde nedre løp av Tannåa stort sett rentvannsforhold men elven var her klart påvirket av forsuring med noe tap av naturgitt fauna jevnført med forventet naturtilstand. Forsuringspåvirkningen skjer høyst sannsynlig som surstøter i forbindelse med våravsmeltingen. Fiskeforholdene er likevel ikke direkte berørt og påvirkningsgraden bedømmes som moderat. Økt forsuring vil raskt gi betydelige skadeeffekter også på fiskeforekomsten å det er derfor viktig at forsuringspåvirkningen ikke øker. Kalkingen må derfor fortsette, og det er ønskelig at kalktilførselen økes i flomperioder om forventede biologiske mål skal kunne nås (dvs. at en kan reetablere naturgitt flora og fauna med hensyn til artsforekomst, artsstruktur og produksjonsevne). Ved lav vannføring kan kalktilførselen sannsynligvis reduseres ev. stoppes.

Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) er ikke vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Vi kan likevel forvente at elva her er klart påvirket av fersk fekal forurensning og at forurensningspåvirkningen kan være betydelig vinterstid da vannføringen er liten og det er spesielt stor menneskelig aktivitet i området. Videre kan kvikksølvinholdet i eldre fiskespisende rovfisk muligens være noe høy.

4.6. Grøna

4.6.1. Vannkjemi

I nedre del av Grøna like før sammløp med Trysilelva var vannet ved de to prøvetakingstilfellene svakt surt og markert til sterkt humuspåvirket (brunfarget) (**Tabell 13**). Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann var relativt god med alkalitetsverdier $> 0,5$ mekv/l. Kalsiumkonsentrasjonen lå nær 2,0 mg Ca/l. Grøna bedømmes derfor som noe følsom for forsuring og sannsynligvis er elva for tiden noe forsuringspåvirket med lav pH i forbindelse med våravsmelting og i perioder med høy vannføring. Vannet var videre ione- og næringsstofffattig med konsentrasjonsnivåer som stort sett var i samsvar med forventet naturtilstand. Det forelå ikke indikasjon på lokalbettinget forurensningstilførsel av betydning. Kalkingsaktiviteten i Flera-vassdraget og Tannåa påvirker sannsynligvis også vannkvaliteten i Grøna.

I følge SFT's kriterier medfører høyt humusinnhold (fargetall) at vannet ikke er egnet som råvannskilde. For de andre angitte bruksområdene var vannet egnet eller godt egnet (**Tabell 14**).

Tabell 13. Kjemedata fra Grøna

Dato			09.06.99	19.10.99
Surhetsgrad	pH		6,52	6,79
Alkalitet	Alk	mekv/l	0,07	0,089
Fargetall	Farge	mgPt/l	97	70
Ledningsevne	Kond	mS/m	1,6	1,9
Kalsium	Ca	mg/l	1,89	2,08
Total fosfor	TotP	µg/l	11	8,0
Total nitrogen	TotN	µg/l	251	204
Nitritt+nitrat	NO3-N	µg/l	<5	9
Ammonium	NH4-N	µg/l	4	-

Tabell 14. Klassifisering av egnethet i Grøna i 1999 i følge SFT's kriterier for miljøkvalitet (Andersen m. fl. 1997).

Parametre	Råvann/drikkev.	Bading/rekreasjon	Fritidsfiske	Jordvanning
Totalfosfor	Egnet	Egnet	Egnet	Egnet
Fargetall	Ikke egnet	Egnet	-	-
pH	Egnet	Godt egnet	Godt egnet	-
Alkalitet	-	-	Godt egnet	-

4.6.2. Bunndyr

Primærdata er gitt i tabell 15 og 16 i vedlegg A.

Bunndyrprøven ble tatt i et langt, bredt og relativt grundt strykparti med et bunns substrat som var dominert av stor og mellomstor stein (se foto i vedlegg D). Det var til dels riklig forekomst av elvemosen *Fontinalis dalecarlica* og storrass-soleie (*Ranunculus peltatus*) på prøvetakingsstedet.

Lokaliteten hadde et middels individrikt og middels artsrikt bunndyrsamfunn dominert av insektlarver tilhørende gruppene døgnfluer og fjærmygg (**Figur 5**). Grupper som fåbørstemark, steinfluer, elvelevende biller, vårfluer og knott var også vanlig forekommende. Videre ble det registrert enkelte individer av snegl (*Lymnaea peregra*) og vannmidd. Meget forsuringfølsomme arter ble ikke funnet, men det var rik forekomst av moderat forsuringfølsomme arter som bl.a. døgnfluene *Ephemerella mucronata* og vårfluen *Ithytrichia lamellaris*.

Døgnfluene var representert av følgende arter *Ameletus inopinatus*, *Baetis niger*, *Baetis rhodani*, *Heptagenia dalecarlica*, *Ephemerella aurivillii* og *Ephemerella mucronata*. Steinfluesamfunnet bestod av artene *Isoperla difformis*, *Taeniopteryx nebulosa*, *Amphinemura sp.* og *Protonemura meyeri*. Vårfluene var representert av arter som *Rhyacophila nubila*, *Hydroptila sp.*, *Ithytrichia lamellaris*, *Lepidostoma hirtum* samt arter tilhørende familien *Limnephelidae*.

Bunndyrsamfunnet i nedre del av Grøna indikerte stort sett rentvannsforhold i samsvar med forventet naturtilstand. Det ble ikke registrert forurensningsindikatorer eller endringer i bunndyrsamfunnet som skulle indikere at elven var påvirket av lokale forurensninger som f.eks. stor tilførsel av sand og siltpartikler, uønsket stor tilførsel av næringsalter, tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff og miljøgifter med akutteffekter. Elven er likevel noe forsuringspåvirket og mangel av meget forsuringfølsomme arter samt den moderat forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis muticus* indikerte dette. Påvirkningsgraden bedømmes som moderat.

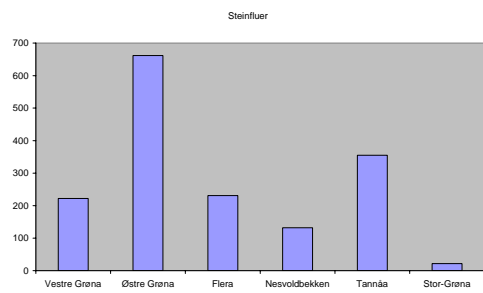
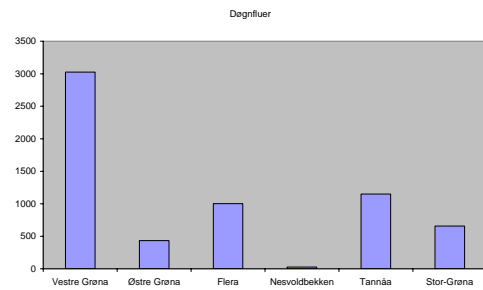
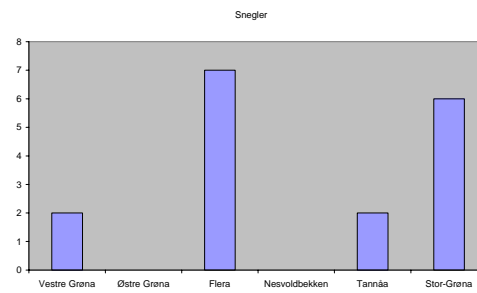
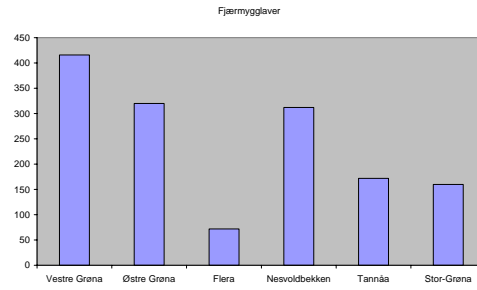
4.6.3. Miljøstatus

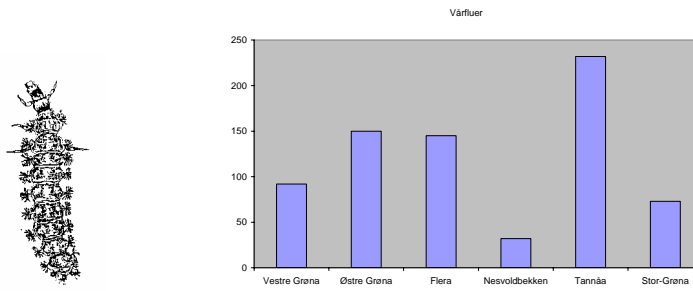
Forsuringssituasjonen i Grønnavassdraget inklusive Grøna vurdert utifra bunndyrforekomst er vist i

Figur 3, og forurensningssituasjonen vurdert utifra de biologiske forhold i **Figur 4**.

Ved prøvetakingstidspunktene hadde Grøna rentvannsforhold, men elva var påvirket av forsurening med tap av naturgitt fauna jenført med forventet naturtilstand. Forsuringspåvirkningen bedømmes som moderat. Fisken synes likevel ikke å være berørt i noen større grad, men sannsynligvis har forsureningen medført til viss tilbakegang av ørekyte-, ferskvannsulke- og trolig også harrbestanden samt til redusert produksjonskapasitet. Økt forsurening vil raskt gi betydelige skadeeffekter også på fiskforekomsten samt nedsette produksjonskapasiteten og det er derfor viktig at forsureningspåvirkningen ikke blir større, uten helst blir redusert.

Fekal forurensning og effekter av eventuelle miljøgifter med langtidseffekter (persistente og biologisk akkumulerbare giftstoffer) har ikke blitt vurdert i forbindelse med denne undersøkelsen. Vi bedømmer likevel disse problemer som små i Grøna med unntak for at kvikksølvinnholdet i eldre fiskespisende rovfisk muligens kan være noe høyt.





Figur 5. Forekomst av utvalgte bunndyrgrupper på stasjoner i Grønavassdraget oktober 1999.

5. Tiltaksanalyse og Tilrådninger

Tiltaksanalyse

Et hovedmål for Grønavassdraget er å gjenopprette de opprinnelige naturgitte forholdene slik at det blir et godt vassdrag for utøvelse av fritidsfiske for lokalbefolkningen og tilreisende turister. Tiltak må imidlertid ta hensyn til eksisterende kulturminner (gjelder spes. dammer og flomforbygninger i forbindelse med tidligere fløtingsaktivitet).

For tiden er det mest etterspørsel etter ørret- og harrfiske. Produksjonspotensialet for disse artene bør derfor utnyttes best mulig. Da er det viktig at ørret og harr kan benytte det meste av vassdraget som leve- og rekrutteringsområder. Vandringshindre for harr og ørret bør derfor mest mulig fjernes. Mudrete elvestrekninger bør mest mulig føres tilbake til de opprinnelige forholdene. Dette vil også kunne gi vassdraget økt resipientkapasitet. Dersom det er ønskelig med en rask reduksjon av forurensningsskadene i de mest forurensningsutsatte elvene og bekkene bør enkelte av disse kalkes og pågående kalking videreføres. Fiskeutsetting er viktig i et vassdrag med blandbestand. Dette bør derfor også i fremtiden være et prioritert tiltak. Da vassdraget stort sett avvanner skogområder er det viktig at vi får et miljøtilpasset, miljøsertifisert, skogbruk i hele nedbørområdet. Forslag til målrettede tiltak er gitt nedenfor. De viktigste tiltak før å få Grønavassdraget til en god fiskeelv er spesielt markert (streket under).

Tilrådninger

- Utslipp/utslippene fra Fjellbygda bør snarest reduseres.
- Det bør foretas ettersyn på samtlige gårdsbruk bl.a. for å kontrollere om tidligere gitte pålegg er utført.
- Forsuringpåvirkningen må ikke øke og en bør derfor vurdere kalking av de mest berørte strekninger. Det er viktig å vurdere kalkingsstrategi fordi problemet er knyttet til surstøter og fordi at det er tegn på at forurensningpåvirkningen har blitt noe mindre i enkelte vassdragsavsnitt i de siste 2-3 år (ørreten har kommet tilbake). En trenger derfor en mer detaljert bilde av forurensningssituasjonen i vassdraget for å kunne bedømme hvor det fortsatt er forurensningsproblemer som bør reduseres. (for mer inngående informasjon se Fylkesmann i Hedmark "Driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del I og II").
- Ønskes en raskere reduksjon av foreliggende forurensningpåvirkning enn det den generelle reduksjonen i sur nedbør kan gi, må aktuelle strekninger kalkes i forbindelse med våravsmeltingen og i flomssituasjoner. Kalking vil også tilføre vassdraget fosfor. Det kan føre til økt produksjonskapasitet hvilket er positivt utfra et fiskesyndpunkt. Kalkingen kan imidlertid også tilføre vassdraget tungmetaller (spesielt kadmium) som kan anrikes i sedimentene i nedstrømsliggende innsjøer (Andersen and Pempkowiak 1999). Det er derfor viktig å benytte riktig type kalk.
- Biotopforbedrende tiltak vil i stor utstrekning kunne øke produksjonspotensialet ved å gi bedre levevilkår for bunndyr, gi standplasser for større harr og ørret og bedre reproduksjonsmulighetene for de nevnte fiskarter. Dette er viktig i vassdrag med blandbestander som har innslag av gjedde. Mest mulig av bunnområdene i fløtingsmudrete elvestrekninger bør derfor "normaliseres" slik at fosse- og særlig strykpartiene får så naturgitte forhold som mulig med flere skjulemuligheter og et mer variert strømbilde. En bør også i denne forbindelse om mulig forbedre fremkomstmulighetene for de som fisker (for mer inngående informasjon se Fylkesmann i Hedmark "Driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del I og II"). Rydding og tilrettelegging av enkelte fiskeplasser er også

påkrevet. Skal en få maksimal effekt av disse tiltak må vannkvaliteten forbedres dvs. at en mest mulig reduserer skadeeffekten av surstøter. Mange av forbygningene som ble skapt da elven ble benyttet til fløting er idag verdifulle kulturminner. Dette må tas hensyn til ved vurdering av biotopforbedrende tiltak.

- En må se til at alle kulverter og veibroer er utformet så det ikke etableres varige vandringshinder for den fisk og de bunndyr en ønsker skal kunne vandre opp i aktuelle bekker.
- Kantvegetasjonen langs vassdragene må i størst mulig grad spares/vernes.
- Årlig utfisking av gjedde vil gi økt forekomst av øvrige fisker bl.a. ørret, harr og ørekyte. Økt forekomst av ørekyte kan være positivt i et vassdrag med blandbestanden (les gjedde). Vi vil derfor anbefale at en starter opp med et gjeddefiskeprosjekt i Vestre Grøna oppstrøms fossen ved Stornesdammen, men også om mulig langs de mest gjedderike elvestrekningene i øvrige deler av Grønavassdraget. På svensk side foreligger erfaringer fra øvre del av Storån, som renner ut i västre Dalälven ved Idre. Länsstyrelsen, Dalarnas Län kan gi informasjon om dette prosjekt.
- Fisken bør kvalitetskontrolleres. Konkret viten om miljødata og anbefalte grenseverdier og kostholdsråd, er avgjørende for i hvilken grad fisken kan brukes som mat og er preventivt mot mytedannelser. Vi vil foreslå at det tas ut eldre rovfisk for analyse av kvikksølv.
- Forekomst av eventuelle miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) og deres mobilitet bør registreres. Registreringen av aktuelle miljøgifter i elvemose og i akkumulasjons-sedimenter i innsjøer vil gi svar på dette. Vi vil derfor anbefale at en tar ut moseprøver fra hovedvassdragene (Vestre og Østre Grøna, Flera, Tannåa og Grøna) samt sedimentprøver fra Langsjøen og Flersjøen. Videre at det tas prøver like nedstrøms de gamle søppelplassene ved Østby og *Rörbäcknäs*.
- Trysil kommune bør i samråd med de lokale fiskeforeningene fastsette mer lokaltilpassede konkrete og målbare miljømål for Grønavassdraget. Her er det ønskelig med mest mulig samarbeide med Malungs kommune på svensk side da Grønavassdraget er et grensekryssende vassdrag (for nærmere informasjon se Fylkesmann i Hedmark "Driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del I og II"). Som kontaktperson i Malungs kommun foreslås miljøsjef Lennart Bojort (telf. 00 46 280 18100, direktil. 00 46 280 181392). Kan det her være aktuelt med tiltaksplaner i regi av prosjekt "områdetiltak"? For nærmere informasjon henvises til rundskriv M- 8/99 fra Landbruksdepartementet. Lignende prosjekt skal startes på svensk side så her foreligger reelle muligheter til konkret og målrettet samarbeide.
- Biologisk mangfold bør kartlegges i Grønavassdraget. Dette bør gjøres i samarbeide med svenskene. Her kan vi bl.a. nevne at utbredelsen av rødlistearter og selvreproduserende amerikansk bekkerye bør dokumenteres nærmere. Fylkesmannen i Hedmark bør stå ansvarlig for koordinering av dette arbeide (for nærmere informasjon se Fylkesmann i Hedmark "Driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del I og II").
- Innsamling av hygienisk bakteriologiske prøver bør inngå i en fremtidig undersøkelse.

6. Litteratur

Alke, H. 1988. Västerdalälven, Feman, Siktån och Tandån. Bottenfaunaundersökning 1988. Miljø och Hälsoskyddskontoret, Malungs kommun. 12 s.

Andersen, J. R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes K.J. . 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 97:04. TA-1468/1997. 31 s.

Andersen, D. O. and Pempkowiak, J. 1999. Sediment content of metals before and after lake water liming. *The Science of the Total Environment* 243/244: 107-118.

Anderson, T., and Lundberg, P. 1995. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4397.

Bogen, T. J. og Strømmen O. J. 1994. Miljøtiltak i Lønsgrøna. NVE-PLAN V V 8690. Vassdragsavdelingen, Region Øst. 12 s.

Bohlin, T. 1984 b. Kvantitativt elfiske efter lax och öring – synpunkter och rekommendationer. Informasjon från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 s.

Bækken, T. 1993. Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. NIVA rapport L. nr. 2874. 42 s.

Bækken, T. & Kjellberg, G. 1999: Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av bunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. - NIVA Internettside. www.niva.no

Bækken, T., Kjellberg, G. og Linløkken, A. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i Østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.

Bækken, T & Bratli, J.L. 1995: Avrenning og forurensning fra skog og skogsbruk. En litteraturstudie. - NIVA Rapport 3354.

Bækken, T & Bratli, J.L. 1996: Utredning om deposisjon og avrenning av fosfor og nitrogen fra bakgrunnsarealer og vurdering av antropogen herkomst. - NIVA Rapport 3525

Chapman, D.W. 1966. Production in fish populations. In Gerking, S.D. *The Biological Basis of Freshwater Fish Production*, - Oxford, Blackwell.

Direktoratet for Naturforvaltning. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 3: 1-161. 162 s.

Ekström, C. 1976. Biologisk bedömning av diverse åar i Transtrandsfjällen juli 1974. Notat fra Statens naturvårdsverk 27. 04. 76. 2 s. + vedlegg.

EU, 1999: Utkast til rammedirektiv for vannressursforvaltning. 22. oktober 1999.

- Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen. 1996. Undersøkelse av fisketettheten før biotopforbedrende tiltak i Lønsgårna, Trysil kommune 28.06.96. Notat. 2 s. + vedlegg.
- Heggeberget, T.G. 1976. Elektrisk fiskeapparat – anvendelse i praktisk og vitenskapelig fiskeribiologi. fagkonferansen – Fisk 1976.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. og Taugbøll S. 1992. Tålegrenser for overflatevann-kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. NIVA rapport L. nr. 2819. 29s.
- Henriksen, A. og Lein, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metod og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 0-94122
- Hjelmqvist, S. 1966. Beskrivning till berggrundskarta över Kopparbergslän.
- Håkanson, L., Nillson, A. and Anderson, T. 1998. Mercury in fish in Swedish Lakes. Environ. Rev., 5: 99-120.
- Kjellberg, G., Rognerud, S. og Gillund, O. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1881-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i tre vassdrag på Rødsmoen i 1993. NIVA rapport L.nr. 3134. 45 s.
- Kjellberg, G. og Romstad, R. 1989. Resipientundersøkelse i Ljøsvassdraget i 1988. NIVA rapport L.nr.2250. 25s.
- Lindgren, Ö., Wiman M. og Ekström, C. 1983. Fjällvatten och dess respons på förorening. Naturvårdsverket Rapport 1738. 37 s.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. NIVA rapport. L.nr. 2859. 43 s.
- Lindstrøm, E-A., Kjellberg, G. og Wright, R.F. 2000. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann. økt ”grønske”? NIVA rapport L.nr. 4187-2000. 40 s.
- Naturvårdsverket. 1999. En ekologisk hållbar skogsnäring. Rapport 4985. 95 s.
- Nashoug, O. og Qvenild, T. 1994. Utkast til kultiveringsplan for Hedmark. Høringsutkast fra Fylkesmannen i Hedmark, miljøvern avdelingen. 50s.
- Rognerud, S. 1992. Vannkvalitetsundersøkelse i Hedmark. En regional undersøkelse av 220 innsjøer høsten 1998. fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen, rapport 4/92. 30 s.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensninger. SFT rapport TA 714/1990. 76 s.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Eriksen, G. S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. statlig program for forurensningsovervåking, SFT rapport TA 1380. 21 s.
- SFT. 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Overvåkingsprogram for skogskader. sammendrag av årsrapporter 1997. SFT-rapport 770/99.

Syvvertsen, L. A. 1995. Hedmarks Fylkeskommune. Fylkesplan: Vannbruksplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del I Forvaltning 1996-2000. 59 s.

Syvvertsen, L. A. 1995 Hedmarks Fylkeskommune. Fylkesplan: Vannbruksplan for Femund-/Trysilvassdraget. Del II Handlingsprogram 1996-2000. 43 s.

Tigerström, R. og Rosen, M. 1985. Malungs kommun, tandån, biologisk undersökning. VIAK-rapport 5710.57 1439:02. 3 s. + vedlegg.

Tørseth, K., Berg, T., Hansen, J. E. og Manø, S. 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1998. report 768/99. State Pollution Control Authority, Oslo. Norway.

Qvenild, T. og Nashoug, O. 1992. Utmarksprosjekt Åkerstrømmen/Sjølisand. Sluttrapport. Ytre Rendalen grunneierlag, 11 s.

Qvenild, T. 1995. Kalking i Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. 71 s.

Qvenild, T. og Nashoug, O. 1998. Driftsplan, Femund-/Trysilvassdraget. Del I: Fiskeressursene – status. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 9/98, 72 s.

Qvenild, T. og Nashoug, O. 1998. Driftsplan, Femund-/Trysilvassdraget. Del II: Handlingsplan 1998 - 2003. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapport nr. 10/98, 16 s.

7. Vedlegg

Vedlegg A. Primærdata.

Vedlegg B. Bakgrunnsinformasjon som: Brukerinteresser (kap. 3.5.), Inngrep og belastninger (kap. 3.6.), og Tidligere undersøkelser (kap. 3.7.).

Vedlegg C. Forsuringstoleranse for bunndyr.

Vedlegg D. Fotografier som viser prøvetakingsplassene.

Vedlegg E. Klassifiseringssystem for ørrettettheter i skogsbekker i Hedmark.

Vedlegg F. Oversikt Transtrandfjällen.

Vedlegg G. Vurdering av forurensningsgrad og klasseindeling for bekker, elver, innsjøer og tjern basert på økologisk status.

Vedlegg A. Primærdata.

Tabell 15. Fordeling av bunndyr på ulike stasjoner i Grønavassdraget 19.10.1999 og 10.11.1999. Resultatene er angitt som antall individ pr. 3 min. sparkeprøve. Metodikk: Handhåv med 200 μ 's duk og 0,5 mm såld.

Dato	19.10.99	19.10.99	10.11.99	19.10.99	19.10.99	19.10.99
Stasjonskode	GRØNA 1	GRØNA 2	GRØNA 3a	GRØNA 3b	GRØNA 4	GRØNA 5
Elvenavn	Vestre Grøna	Østre Grøna	Flera	Nesvold bekken	Tannåa	Stor-Grøna
Fåbørstemark	37		3	20	1	20
Snegler	2		7		2	6
Småmuslinger				2	1	
Vannmidd	28	2		6	56	2
Muslingkreps	40		1	6	12	
Øyestikkere			1			
Døgnfluer	3025	432	1003	28	1149	659
Steinfluer	222	662	231	132	355	22
Billelarver	134	106	37		16	18
Biller voksne	32	2	11	4	37	
Vårfluer	92	150	145	32	232	73
Knottlarver	80	32	118	5	40	16
Fjærmygglaver	416	320	72	312	172	160
Andre tovinger	32	6	1	4	2	
SUM	4140	1712	1630	551	2075	976

Tabell 16. Artsliste over døgnfluelarver (E), steinfluelarver (P) og vårfluelarver (T) på ulike stasjoner i Grønnavassdraget 19.10.1999 og 10.11.1999. Resultatene er angitt som antall individ pr. 3 min. sparkeprøve.

	19.10.99	19.10.99	10.11.99	19.10.99	19.10.99	19.10.99
	GRØNA 1	GRØNA 2	GRØNA 3a	GRØNA 3b	GRØNA 4	GRØNA 5
	Vestre Grøna	Østre Grøna	Flera	Nesvold bekken	Tannåa	Stor-Grøna
DØGNFLUER						
<i>Ameletus inopinatus</i>		2		1		3
<i>Baetis muticus</i>	69		72			
<i>Baetis niger</i>		408	110	248	10	624
<i>Baetis rhodani</i>	2624	16	786	280	12	244
<i>Baetis</i> sp.					2	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	68		1	1		4
<i>Heptagenia</i> sp.	160					
<i>Heptagenia sulphurea</i>			6			
<i>Leptophlebia</i> sp.		2	6			2
<i>Ephemerella aurivillii</i>	124	4	20	1	4	168
<i>Ephemerella mucronata</i>				128		104
<i>Ephemera danica</i>			2			
STEINFLUER						
<i>Diura nanseni</i>	64	2			16	5
<i>Isoperla difformis</i>			10			3
<i>Isoperla</i> sp.	28	10		1	12	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	2					
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	8	80		1	22	3
<i>Brachyptera risi</i>			6		6	
<i>Amphinemura</i> sp.	148	168	149	4		128
<i>Nemoura avicularis</i>						2
<i>Nemoura</i> sp.			1			
<i>Protonemura meyeri</i>	68	312	50	16		204
<i>Capnia atra</i>	2	4				
<i>Capnopsis schilleri</i>		6	3			2
<i>Leuctra hippopus</i>	2	80	12		76	8
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>	28	24	21	1	8	6
<i>Philopotamus montanus</i>			1			
<i>Agapetus ochripes</i>						1
<i>Hydroptila</i> sp.	6			1		1
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	2		67	60		216
<i>Oxyethira</i> sp.	6	4	18		6	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4				8	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		56	4			1
<i>Polycentropidae</i> indet		48				
<i>Ceratophyche silfvenii</i>	8					
<i>Hydropsyche siltalai</i>	2		10			
<i>Hydropsyche</i> sp.	2					
<i>Lepidostoma hirtum</i>				1		
<i>Limnephilidae</i> indet.		6	19	9	8	4
<i>Silo pallipes</i>						1
<i>Sericostoma personatum</i>	34	4				2
<i>Trichoptera</i> indet		8	5	1	2	
Antall arter EPT	22	20	23	16	14	23

Vedlegg B. Bakgrunnsinformasjon som: **Brukerinteresser (kap. 3.5.), Inngrep og belastninger (kap. 3.6.), og Tidligere undersøkelser (kap. 3.7.).**

Brukerinteresser

Fritidsfiske og rekreasjon.

Den klart viktigste brukerinteressen i Grønassdraget er per i dag knyttet til fritidsfiske og rekreasjon. Vi bør imidlertid nevne at øvre del av Vestre- og Østre Grøna og deler av Tannåa er lite brukt til rekreasjon og fiske (munt. med. Tormod Rønningen, Sixten Martinsson og Rolf Olafsen). Det er stor og økende etterspørselen etter ulike former for fritidsfiske i Trysilområdet (Qvenild og Nashoug 1998). Fiske etter ørret og harr samt isfiske etter røye og abbor er mest etterspurt. Det er planlagt å bygge ut turistnæringen bl.a. i Tandådalen og tilrettelegge for mer aktivitet i sommerhalvåret. Det vil øke etterspørselen etter muligheter for fritidsfiske og øke presset på fiskeressursene.

Fisken har blitt betraktelig dårligere i det meste av Grønassdraget i den senere tid. Dette gjelder særlig østre Grøna, Nesvollbekken og Grøna, men til dels også nedre del av vestre Grøna. Det fiskes mer småfisk samtidig som det fiskes færre fisk enn tidligere. Årsaken til endringen i fiskeforekomsten er ikke klarlagt. Forklaringsfaktorer som har blitt nevnt er sterkt økt fritidsfiske (nedre del av vestre Grøna), iskjøvingen vinteren 1995/96 (gjelder foss-, stryk- og grunnere elvepartier), forsuring (generelt for hele vassdraget) og kraftverksutbyggingen ved Lutnes (gjelder nedre del av Grøna). Flere er fortsatt en god fiskeelv, og i øvre Tannåa er fisken blitt forbedret de siste årene til tross for økt fiskeintensitet. Kalking og de biotopforbedrende tiltakene som har blitt utført her i seinere tid er trolig årsak til bedringen (pers. med. Lennart Bohjort og Sixten Martinsen).

Resipient.

Vassdraget blir brukt som resipient for utslippene fra de kommunale rensanleggene i Tandådalen, Rörbäcknäs og Østby samt for utslipp fra separatanlegg i spredt bebyggelse, jordbruksaktivitet og fra hytteområder. Norge fører i likhet med Sverige en resipientorientert avløpspolitikk. Det betyr at resipientens sårbarhet skal legges til grunn for hvor store utslipp som kan tillates og hvilke rensiltak som må iverksettes. Vi kan her nevne at Tannåa fra svensk side nå betraktes som i det nærmeste maksimalbelastet, og at kloakk og gråvann fra ytterligere utbygging i Tandådalen i fremtiden vil bli overført til Sälffjellets reningsverk som har sitt utslipp til *Köarån*, som renner ned i *Österdalälven*.

Vannkilde.

Grønassdraget blir benyttet som vannkilde for jordvanning og drikkevann for husdyr, men benyttes ikke som drikkevannskilde for mennesker. Den store humuspåvirkningen gjør vannet lite egnet til råvann for drikkevann. Fremtidige drikkevannsinteresser foreligger derfor ikke for elver og bekker i Grønassdraget. Enkelte innsjøer og tjern har likevel relativt god vannkvalitet og utgjør potensielle drikkevannskilder. Vi kan her nevne at *Skinningstjärnen* like ved riksgrensen tidligere ble benyttet som drikkevannskilde for husstandene i Flermoen.

Fløting.

Tidligere var det stor fløtingsaktivitet i Grønassdraget. Fløtingen i Trysilelva ble avsluttet i 1991.

Vannbruksplan.

Trysil kommune har ikke utarbeidet lokale miljømål for Grønassdraget, men i vannbruksplanen som er utarbeidet av Hemmark fylkeskommune for Femund-/Trysilelva samt i Fylkesmannens driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget foreligger retningslinjer og anbefalinger som også berører sidevassdragene (Hedmark fylkeskommune 1995 og Qvenild og Nashoug 1998). Her anbefales det at forsuringssituasjonen jevnlig skal overvåkes i nedbørfeltet, og at en skal redusere og forebygge forsuringsskader. Vannkvaliteten skal holdes innenfor tilfredsstillende hygieniske og bruksmessige krav til rekreasjon. Forsøppling og forurensende utslipp til vassdraget skal forebygges og reduseres. Fylkeskommunen

oppfordrer Engerdal og Trysil kommune til å fastsette lokale mål for vannkvaliteten i forhold til nasjonale mål og i forhold til de krav lokale brukerinteresser setter som ledd i kommunal planlegging etter plan- og bygningsloven. Trysil kommune mener at dette, for Grønavassdraget, inntil videre er godt dekket i foreliggende "Vannbruksplan for Femund-/Trysilvassdraget" (Del I og II) samt "Driftsplan for Femund-/Trysilvassdraget" (Del I og II) (pers. med. Bjørn Tore Bækken). Lima kommun har ikke utarbeidet en helhetlig vannbruksplan for *Tandån*, men den er under utarbeidelse (pers. med. A. Bergman, Lima kommun).

Inngrep og belastninger

Veier og anlegg

Hovedveier

Veitrafikkforurensning kommer fra kilder som drivstofforbrenning og fra slitasje av bildeler, bildekk og veibanen. De forurensende stoffene er av flere typer; ulike gasser, tungmetaller, salt, organiske mikroforurensninger og partikler. Med tiden vil det på begge sider av vegbanen dannes en spesiell jordstruktur av finknust materiale fra vegen og med et høyt innhold av forurensningskomponenter fra biltrafikken. Dessuten medfører vegsalting et høyt innhold av Na og Cl. Forurensningstilførsel fra vei til vann skjer oftest som episoder i samband med regnvær eller i forbindelse med snøsmeltingsperioder. Avrenningsvannet fra veibanen og veigrøfter er da ofte svært forurenset (Bækken 1993).

Ingen av hovedveiene i nedbørfeltet går langs hovedelvene. De krysser imidlertid hovedvassdragene og flere av tilførselsbekkene til elvene. Trafikken på veiene er ganske liten og det anvendes ikke veisalt. Forurensningspotensialet fra veiene til Grønavassdraget er derfor lavt.

Veikulverter.

Der hovedveier og skogsbilveier krysser mindre vassdrag bygges ofte kulverter. Plasseringen av kulvertene er ofte slik at de utgjør vandringshinder for fisk og enkelte typer bunndyr. Dette synes ikke å utgjøre noe problem i hovedvassdraget (pers. med. Tormod Rønningen og Ivar Botten). I mindre bekker er det likevel på mange steder kulverter som utgjør vandringshindre (pers. med. Rolf Olafsen). På svensk side har en ryddet opp i dette og her har en nå benyttet halvør slik at den naturlige elve-/bekkebunnen beholdes (pers. med. Sixten Martinsen).

Sandtak, steinbrudd og asfaltverk

Virksomheten ved sandtak, steinbrudd og asfaltverk kan i enkelte tilfeller medføre økt tilførsel av erosjonsmateriale til vassdrag og mindre vassdrag kan bli negativt påvirket.

Det er ikke asfaltverk i området. Det finnes en rekke små sandtak og steinbrudd i området. Disse medfører imidlertid ingen påvisbar forurensning av Grønavassdraget. Det foreligger heller ikke villfyllinger med asfaltmasse som kan være potensielle vannforurensningskilder (pers. med. Tormod Rønningen og Sixten Martinsen).

Erosjon.

Skogsbilveier og veltplasser kan bidra med økt uttransport av sand og silt til bekker og elver i våravsmeltingsperioden og i perioder med mye regn. Økt tilførsel av sand og silt kan tette igjen bunnsstratum slik at bunndyreforekomsten og fiskens gyteplasser kan bli negativt påvirket. Dette synes likevel ikke å utgjøre noe større problem for Grønavassdraget (pers. med. Tormod Rønningen, Ivar Botten og Sixten Martinsen).

Skogbruk

Kanalisering og forbygninger.

De største menneskelige inngrepene av fysisk karakter i Grønavassdraget er kanalisering og forbygningarbeider i tilknytning til tidligere tømmerfløting. Langs enkelte elvestrekninger er det også

utført flomsikringiltak som har gitt elva et "kanalpreget" utseende. Elven er her bred og grunn. I forbindelse med fløtingen ble det både på norsk og svensk side bygget dammer for vannslipp. Lange elvestrekninger ble rensket for stor stein og blokker, mindre kulper ble fjernet, svinger rettet ut og elvekanter forbygget. Det meste av dette arbeidet ble utført med hjelp av gravemaskiner og bulldosere i 1950 og 1960 åra. Slike elvestrekninger blir kanallignende, og de fysiske- og biologiske forholdene er sterkt forandret i forhold til naturgitt tilstand. Enkelte elvestrekninger har steinsatte elvekanter uten overhengende trær eller annen vegetasjon. Disse fysiske forandringene har først å fremst påvirket ørret og harrbestanden med bl.a. tap av gyte- og standplasser for større fisk. Mulighet for utøvelse av fiske etter disse fiskeartene har også blitt redusert. Videre ser det ut som om disse strekningene er spesielt utsatte for økt mose- og "grønske"-vekst.

Skogsgrøfting.

Skogsgrøfting gir raskere drenering av skogsmarken. Det bidrar til større variasjoner i vannføringen med lavere minstevannføring og høyere maksimalvannføring. Grøftingen medfører også økt transport av humusstoffer ut til bekker og elver. Videre bidrar grøftingen til mer markerte surstøter i forbindelse med våravsmelting og i perioder med mye nedbør (Bækken og Bratli 1995, 1996, Naturvårdsverket 1999). I 1950-åra ble det foretatt mye skogsgrøfting i området. For tiden er det lite skogsgrøfting, og mange av de gamle grøftesystemene er i ferd med å vokse igjen. I hvilken utstrekning skogsgrøftingen har påvirket vassdraget er ikke vurdert i denne undersøkelsen. I følge de som fisker i Grønassdraget synes ikke skogsgrøfting å være noe større problem (pers. med. Tormod Rønningen, Ivar Borten og Sixten Martinsson). Så langt vi kjenner til foreligger det ingen planer om å fylle igjen eldre grøfter eller i større omfang grave nye.

Flatehogst

Flatehogst over større områder fører som regel til økt erosjon og økt uttransport av uorganisk stoff, humusstoffer, H⁺ og næringssalter og tungmetaller (Bækken og Bratli 1995, 1996, Naturvårdsverket 1999). Kantvegetasjon langs bekker og elver blir ofte fjernet. Det foreligger flere eksempler på dette langs Grønassdraget, men det synes ikke å utgjøre noe stort problem (pers. med. Tormod Rønningen, Rolf Olavsen og Sixten Martinsson).

Barkfyllinger

Eldre barkfyllinger finner vi ved barkeplasser som ble benyttet da det var tømmerfløting i vassdraget. Ingen av disse synes å utgjøre forurensningskilder av betydning. Det er heller ikke risiko for at de skal bli fremtidige forurensningskilder. Den eneste barkefylling som fremdeles er i drift er barkfyllingen ved Østby sag og fritidshus som ligger nær Østre Grøna. Under befaringen ble det registrert en del utsig fra denne fyllinga via en myr. Påvirkningen på vannkvaliteten i elva ble likevel vurdert som liten til moderat og har ikke medført biologiske skader.

Jordbruk

Det er i alt 15 st. gårdsbruk som er i drift innenfor Grønassdragets nedbørfeldt. Samtlige bruk ligger på den norske siden og driftsformen baserer seg på grasproduksjon og husdyrdrift. Sauehold og/eller melkeproduksjon er de vanligste driftsformer. Tilsammen er det 659 større husdyr fordelt på ca. 450 sau, 190 ku samt noe gris og enkelte okser, geit, hest og lama. Rovviltsproblematikken har ført til at saueholdet er betydelig redusert. Landbrukskontoret i Trysil kommune har utført registrering av landbruksforurensning ved hvert gårdsbruk og kommit med pålegg om utbedringer. De vanligst forekommende forurensningskilder var utsig fra utette gjødsellager, melkeromsavløp og ikke minst husholdningskloakk. Videre var det også noen tilfeller med silopressaft utslipp. Enkelte pålegg er utført og det er gitt ferdigattest, men det savnes en mer fullstendig oversikt og vi kan derfor regne med at det fortsatt er behov for tekniske miljøtiltak og mer generelle forbedringer.

Fiskekultiveringstiltak

På grunn av de sterke verne- og brukerinteressene i Femund-/Trysilvassdraget er det viktig at produksjon og utsetting av fisk i størst mulig grad skjer med stedegene fiskestammer (Nashoug og Qvenild 1994).

Klekkerier

Ser vi bort ifra "Østmoes fiskeoppdrettsanlegg" så finnes det på norsk side ikke noen klekkerier i Grønavassdraget.

Settefiskoppdret

Ser vi bort ifra "Østmoes fiskeoppdrettsanlegg" ved Østby så finnes det på norsk side ikke noen settefiskoppdrett i Grønavassdraget.

Settefiskdammer/naturdammer

Østby Jeger- og Fiskeforening har to settefiskedammer den ene ved Kvernmosætra og den andre ved Slettmokjelldammen. Årlig tar en fra disse anlegg ut ca 7 000 st. 1-somrig ørret og ca 300 – 800 st. 1-somrig harr. Nesvollberget Jeger- og Fiskeforening har fire settefiskedammer; Høkmordammen, Kokhusdammen og to dammer på Elghøgskaftet ("Damma"). De to sistnevnte brukes bare av og til. Fra Nesvollberget Jeger- og Fiskeforenings dammer tar en årlig ut ca. 10 000 st. 1-somrig ørret og harr. Harryngelen kommer fra et klekkeri ved Isterfossen, og ørretyngelen kommer fra Snerta Fiskeanlegg. Stamfisken av harr og ørret blir tatt i utløpet av Sølensjøen.

I Tannåavassdraget på svensk side er det ikke settefiskedammer eller klekkerier i drift (pers. med Sixten Martinsson). Settefisken som benyttes kommer fra et klekkeri og settefiskeoppdrett i Lima. Avelsfisken som benyttes ved dette anlegg kommer fra Nærsjøen, som ligger i et av de tilgrensende nedbørfeltene til Grønavassdraget. Tidligere var det settefiskedammer ved ved denne innsjøen.

Fiskeoppdrett

I Østby finnes et kommersielt fiskeoppdrett "Østmoes fiskeoppdrettsanlegg" som bl.a. benytter seg av flere større naturdammer. Anlegget har en betydelig kapasitet for både klekking og produksjon av settefisk og matfisk. I dag produseres det årlig ca 3-5 tonn regnbueørret i anlegget (pers. med. Arild Østmo). Inntaksvannet kommer fra Vestre Grøna og utløpsvannet ledes via en mindre bekk til den samme elven lengre nedstrøms. Det er ikke påvist at dette anlegget har medført forurensning av Vestre Grøna. Vi kan her nevne at en av de bedre fiskeplassene i v. Grøna ligger i området der utløpsvannet kommer ut.

Matfiskanlegg

Med unntak av Østmoes anlegg (se over) finnes ikke noen matfiskeanlegg i området, men på enkelte gårdsbruk er det anlagt mindre dammer med produksjon av regnbueørret til eget bruk. Settefisken kommer fra Østmoes fiskeoppdrettsanlegg.

Fiskutsettinger

Utsetting av fisk er og vil også i fremtiden være et viktig kultiveringstiltak i Grønavassdraget (Qvenild og Nashoug 1998). De lokale Jeger- og Fiskeforeninger i området har drevet med utsetting av ørretyngel og 1- og 2-årige ørretunger både på svensk og norsk side helt siden slutten på 1800-tallet. Antall utsatte ørretunger varierer mye fra år til år. I enkelte tilfeller har det på norsk side årlig vært satt ut mer enn 20.000 fisker. Nå blir det som regel årlig satt ut 1.000 til 3.000 (Qvenild og Nashoug 1998). Det settes også ut harrtyngel og i enkelttilfeller 1-åringer. Hvert år settes det ut ca. 5.000 st. harrtyngel og ca. 2.000 harrunger (Qvenild og Nashoug 1998). På svensk side settes det enkelte år ut 1-somrig ørret i Tannåa (*Tandån*). For tiden er det god rekruttering av ørret i Tannåa slik at det ikke er behov for ytterligere utsetting (pers.med. Sixten Martinsson). I fremtiden vil det trolig også bli behov for utsetting av større fisk for å tilfredsstille det stadig økende behovet for tilgang på fritidsfiske i

området. På Svensk side blir det til tider satt ut større fisk ("put and take") i noen tjern. Eksempel på dette er *Råtjern*, *Mobergstjern* og *Setertjern*.

Kalking

Grønnavassdraget inngår for tiden ikke i kalkningsplanen for Hedmark. Fylkesmannen vil vurdere behovet for nye kalkingsprosjekter. I den forbindelse vil deler av Grønnavassdraget kunne bli aktuelle kalkingsområder (Qvenild og Nashoug 1998).

For å redusere skadeeffekter av surstøter på fisk i forbindelse med våravsmeltingen i øvre del av Store Tannåa ble det i 1993 etablert en kalkdoserer i elvens øverste del i *Tandådalen* (skruetype f.o.m. 1999). Årlig kalkforbruk har vært omkring 40 tonn (pers. med. Anders Bergman). Tiltaket har hatt klar positiv effekt med økt forekomst av ørret og bedret fiske som resultat (pers. med. Lennart Bojort og Sixten Martinsson). For øvrig blir det på svensk side årlig kalket i *Örsjön*, *Skivägstjärnarna* og *Skjærtjärnen*. Alle disse sjøene har utløpsbekker som renner til Tannåvassdraget. I *Skivägstjärnarna* startet en kalkingen i midten på 1970-tallet, og i de andre vannene i 1980-årene (pers. med. Sixten Martinsson). Videre har de lokale Jeger- og Fiskerforeningene på norsk side foretatt kalkingstiltak i Østre Grøna og Flera. I Østre Grøna har en fiskedam ved Kvernmosetra blitt tilført ca. 200 kg kalksteingrus. Nesvollbekken, Storbekken og Lomtjernet, som ligger i Fleravassdraget, har fra midten av 1980-åra blitt kalket med skjellsand. Videre har det også til tider blitt kalket i to fiskedammer som har avløp til Storbekken. Ved Østmoes fiskeoppdrettsanlegg blir det årlig brukt ca 300-400 kg kalk. Kalken spres i tilløpsbekker og direkte i dammene i forbindelse med snøsmeltingsperioden og i forbindelse med store nedbørmengder. Østmo har regnbueørret i anlegget. Denne er spesielt følsom for forsurening. I de tilfeller en ikke kalker oppstår fiskedød (pers. med. Arild Østmo). Dette gjelder også i enkelte private gårdsdammer der en har regnbueørret.

Biotopforbedrende tiltak

Det er utført biotopforbedrende tiltak i tidligere fløtingsmudrete elvepartier i Lønsgrøna, Flera og *Tandån*. Tiltaket i *Tandån* er etterkontrollert og tiltaket ble bedømt som særlig vellykket med økt fiskestørrelse og fiskeforekomst som resultat (pers. med. Lennart Bojort og Sixten Martinsson). Den biotopforbedrede elvestrekningen har nå blitt en meget populær fiskeplass. Det er planlagt å utføre flere biotopforbedrende tiltak i Tannåa. I Flera ble det på forsommern i 1999 foretatt biotopforbedrende tiltak langs et ca 350 meter langt strykparti i Skjerfossen. Her er det etablert dypåler, strømkonsentrasjoner, buner og hølør (pers. med. Ole Nashoug og egne observasjoner). Det er for tidlig å vurdere resultatene av dette tiltaket. I Lønsgrøna ble det langs en ca 1,6 km lang strekning fra Arvkjellbekken og nedover til den skarpe S-svingen like vest for Kvernmyrade utført biotopforbedrende tiltak i sommeren 1996. Her ble det med hjelp av gravemaskin etablert djupål på grunne partier, gravd ut hølør (kulper), bygd strømkonsentratorer, lagt ut steingrupper/steiner og buner (ledevanger). Planen ble utarbeidet og kostnadsberegnet i mai 1994 av Norges Vassdrags- og Energiverk (NVE) (Strømmen og Bogen 1994). Det har ikke blitt utført noen etterkontroll av dette tiltaket, men de lokale fiskerne som benytter Lønsgrøna bedømmer tiltaket som mislykket da vår- og særlig høstflommen i 1997 stort sett fjernet alle tiltakene. Egne observasjoner i området i forbindelse med dette prosjekt bekrefter dette. Langs den aktuelle strekningen i Lønsgrøna er det bevegelige masser. Det har derfor vært vanskelig å feste steiner og masser i forbindelse med biotopforbedringer (pers. med. Are Mobekk NVE)

Det er videre utarbeidet biotopplan for Flera ved Søkken og nedstrøms samløp med Nesvollbekken (Qvenild og Nashoug 1999). I øvrige deler av vassdraget vil en på norsk side se an situasjonen inntil vannkvaliteten er blitt bedre. Det innebærer at det ikke vil bli utført biotopforbedrende tiltak før forsureningspåvirkningen er redusert (pers.med. Ole Nashoug).

Langtransportert forurensning

Forsuring

I forbindelse med Fylkesmannens "Kalkningsplan for Hedmark" ble øvre del av Østre Grøna vurdert som forsuringfølsomt område, mens øvrige deler av Grønassdraget ikke ble vurdert som forsuringfølsomt (Qvenild 1995). Nedbørfeltet til Grøna er ikke vurdert som noe problemområde i følge NIVA's tålegrensekart (Henriksen et al. 1992; Henriksen og Lien 1994). Årsaken til dette er at vannkvaliteten i innsjøen Flersjøen ble benyttet som styrende for dette område. Flersjøen er ikke forsuringpåvirket og området i sin helhet fikk derved for god vannkvalitet. Det meste av vassdraget synes nå å være negativt påvirket av forsuring med noe tap av naturgitt biologisk mangfold og produksjonsevne. Skadene kan betegnes som små til moderate. Dette gjelder spesielt Østre Grøna, Nesvollbekken og Grøna der de lokale fiskere mener at fiske og fiskeforekomst har gått kraftig tilbake bl.a. grunnet forsuring. Qvenild og Nashoug (1998) nevner at Østre Grøna og Grøna har vannkvalitet med lav og varierende pH, lav alkalitet, lavt kalkinnhold og således har liten motstandsevne mot forsuring. Vestre Grøna og særlig Flera har tilfredsstillende vannkvalitet og blir derfor vurdert å være godt bufret mot surt vann. På svensk side har en dokumentert at øvre del av Tannåa er utsatt for forsuringsskader, mens *Siktån* som kommer fra *Tandsjön* er lite berørt (pers. med. Per Lindberg og Sixten Martinsson). Forsuring synes å være den påvirkning som for tiden skaper størst problem i Grønassdraget. Siden 1980 er svovelnedfallet redusert med 40-50 %, mens nitrogennedfallet har endret seg lite (Tørseth et al. 1999). Reduksjonen av svovelnedfallet har gitt positive resultater på vannkvaliteten i hele landet (SFT, 1999). I Sverige har en de siste 10-13 år dokumentert en viss forbedring av vannkvaliteten i flere forsuringspåvirkede referanselokaliteter nær grensen (Mannheimer et al. 1997, Naturvårdsverket 1999). Det er derfor håp om at forsuringssituasjonen på sikt vil forbedres i Grønassdraget og at det neppe vil bli noen økt forsuringspåvirkning i dette vassdrag. At ørreten nå er reetablert i øvre del av Finmyrbekken, og økt sin forekomst i en rekke andre bekker de siste 4 årene, kan være en indikasjon på bedret vannkvalitet.

Miljøgifter

Organiske mikroforurensninger som klororganiske stoffer (PCB m.m.) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) samt tungmetallene bly, kadmiun og kvikksølv står sentralt. Det er ikke sannsynlig at disse stoffene utgjør et problem for Grønassdraget. Rognerud et al. (1990, 1996) har imidlertid vist at abbor og gjedde i humusrike skogssjøer i Øst-Norge generelt kan ha høye kvikksølvkonsentrasjoner. Lignende forhold er også registrert i Sverige (Håkanson et al. 1988, Andersson & Lundberg 1995). Fordi det er et stort innslag av fritidsfiske i Grønassdraget bør innholdet av kvikksølv i fiskemuskelatur undersøkes. Dette er viktig for å vurdere eventuell helsefare (kostholdsråd), gi informasjon, samt å følge tidsutviklingen.

Lokalbetinget forurensning

Grønassdraget mottar utslipp fra de kommunale renseanleggene i *Tandådalen*, *Rörbäcknäs* og *Østby*.

Renseanlegget i *Tandådalen* ble bygget 1976 og er et mekanisk-kjemisk anlegg som benytter jernklorid som fellingskjemikalie. Restkonsentrasjonen av fosfor i utslippsvannet skal normalt ikke overstige 0,3 mg Tot-P/l. Anlegget tar imot mest kloakkvann vinterstid da det er lavvannføring og begrenset resipientkapasitet i *Tandån*. Ca. 80% av utslippene av næringssalter og organisk stoff til *Tandån* skjer i årets fire første måneder. Det er idag tilknyttet opp til 12600 personer til anlegget, og det har kapasitet for ytterligere 2500 personer. I senere år har anlegget fungert bra, og utslippet fra anlegget har ikke medført til direkte skadeeffekter på resipienten (pers. med. Anders Tenn og foreliggende resipientkontrolldata). Årlig utslipp av fosfor er ca. 50 kg (ved 98% fosforreduksjon), nitrogen ca. 8 tonn og organisk stoff ca. 20 tonn. Det rensede vannet er svakt surt med årlige medianverdier av pH mellom 6,4 og 7,0. Tidligere var det til tider driftsforstyrrelser med overløpsdrift. Da var det dopapir, synlige fekalier og kloakklukt i Tannåa helt ned på norsk side av grensen.

Det er tilknyttet 160 personer til renseanlegget i *Rörbäcknäs* som ble bygget i 1983. Deler av anlegget ble ombygd i 1992. Anlegget benytter mekanisk og kjemisk rensing med jernklorid som

fellingskjemikalie. Anlegget går bra og utslippet medfører ikke større forureningsbelastning på *Siktån/Tandån* (pers. med. Anders Tenn og foreliggende resipientkontrolldata).

Renseanlegget i Østby ble satt i drift i 1987. Det er ca 300 personer tilknyttet anlegget som har sitt utslipp i en mindre bekk, som via et myrområde, renner ut i Vestre Grøna. Anlegget benytter mekanisk og kjemisk rensing og bruker aluminiumsulfat som fellingskjemikalie. Anlegget går stort sett bra og har i de siste år ikke medført større belastning på Vestre Grøna. Årlig utslipp av fosfor er for tiden ca. 8 kg, og for nitrogen ca. 465 kg. Vi kan regne med at det skjer en hel del utsig fra separatanlegg i spredt bebyggelse. Bortsett fra rent hygieniske aspekter (ikke undersøkt i dette prosjekt) så synes eventuelle utslipp fra den spredte bebyggelsen ikke per i dag å medføre noen større problemer. Utsig av gråvann fra hytteområdet ved Ryskdalen og/eller utsig av kloakk og husdyrgjødsel fra gårdsbrukene i Fjellbygda syntes ved befaringstidspunktet å tilføre Lønsgroena uønsket mye næringssalter (særlig fosfor). Det har medført at bekken har blitt overgjødset, og har gitt masseforekomst av mer næringssaltkrevende trådformete grønnalger. Disse har, langs enkelte bekkestrekninger, dekket hele elvebunnen. Dette bidro også til at Østre Grøna var noe påvirket langs strekningen like nedstrøms samløpet med Lønsgroena.

Søppelfyllinger

Søppelfyllinger av betydning forekommer ikke i området og Grønassdraget er på norsk side ikke påvirket av sigevann fra større fyllplasser. Tidligere var det en kommunal søppelfyllplass like ved Vestre Grøna vest for Østby. Den ble nedlagt for ca. 30 år siden og utgjør for tiden trolig ikke noen direkte forureningskilde. På Svensk side finnes det også en eldre kommunal søppelplass like ved *Rörbäcknäs* som også ble nedlagt for ca. 30 år siden. Denne søppelplassen ligger også like ved vassdraget. Om det fortsatt skjer noe utsig fra denne plassen er ikke kjent. En bør undersøke om det er utsig av miljøgifter fra disse søppelfyllinger.

Tidligere undersøkelser

Det har tidligere ikke blitt utført noen vassdragsundersøkelse av betydning på norsk side i Grønassdraget. Det finnes imidlertid enkelte resultater fra fiskeundersøkelser og fra vannprøver.

Fiskeundersøkelser

Det ble utført biotopforbedringstiltak i Lønsgroena sommeren 1996. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, foretok i den forbindelse fiskeregistreringer med elektrisk fiskeapparat langs fire strekninger, slik at effekten av de biotopforbedrende tiltakene kan måles i ettetid. To strekninger representerte den delen av elva som var fløttingsmudret og som skulle forbedres. De andre to strekningene representerte et ikke mudret elveparti i samme område. Fiskeregistreringen ble utført den 28. juni. Det ble registret ca. 4 ørret pr. 100 m² i det mudrete området og ca. 6-12 ørret pr. m² i det uberørte området. På det mudrete området var det mest småfisk dvs ettårig og toårig fisk. Det var større spredning av størrelsen og alderen på fisken fra det upåvirkede området. Bestanden var liten til middels tett vurdert utfra foreliggende klassifiseringssystem for ørrettettheter i skogsbekker i Hedmark (Kjellberg 1994 (se også vedlegg E)).

Sommeren 1997 foretok O.Nashoug elfiskeregistreringer i Grønassdraget. I Vestre Grøna ble det registrert ca 10 ørreter pr 100 m² elvestrekning, i Østre Grøna ca. 1-2 ørreter pr. 110 meter elvestrekning, i Flera ca. 22 ørreter pr. 100 meter elvestrekning og i nedre del av Grøna en tynn ørret-/harrbestand med mindre enn 1 individer pr 100 m² elvestrekning (Qvenild og Nashoug 1998).

Vannanalyser

Østby Jeger- og fiskerforening og Nesvollberget Jeger- og Fiskeforening har fra og med 1992 foretatt pH-målinger i Grønassdraget. Det har i de ukalkede lokaliteter blitt registrert pH-verdier i området 4,0 til 6,8. Resultatene må ansees som usikre og enkelte av verdiene tyder på feil på instrumentet.

Høsten 1988 gjennomførte Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og Fylkesmannen i Hedmark en sammenlignende undersøkelse i 220 innsjøer fordelt over hele fylket (Rognerud 1992). Følgende innsjøer i Grønassdraget ble da undersøkt: Nordre og Søndre Grønsjøen, Flersjøen, Blanksjøen og Langsjøen. pH i disse prøvene varierte fra 5,5 til 6,6. Lavest pH var det i s. Grønsjøen og høyest i Langsjøen. I forbindelse med fylkesmannens arbeidet med driftsplanen for Femund-/Trysil-elva ble det i 1996 og 1997 tatt en del kompletterende vannprøver i sidevassdragene bl.a. i Grønassdraget. Det ble da også tatt frem data fra fylkesmannens arkiv fra eldre registreringer (Qvenild og Nashoug 1998). pH i disse prøvene var i området fra 5,0 til 6,7. Lavest pH ble registrert i ø. Grøna og høyeste i Flera.

Foreliggende resultater viser at vannkvaliteten stort sett er akseptabel i innsjøene samt i elver og større bekker i perioder med lav- eller middelvannføring. Det er imidlertid lave pH-verdier i elver og bekker under våravsmeltingen og i flomperioder på høsten. pH-verdier registret under våravsmeltingen er tidvis så lave at de kan forventes og gi foruringssskader ved at meget og moderat foruringsfølsomme arter kan bli slått ut eller få sterkt redusert forekomst (pH < 5,0 over flere døgn). Som eksempel kan vi her nevne fisk som ørekyte og ferskvannsulke samt bunndyr som døgnfluene *Baetis muticus*, *Baetis subalpinus*, *Caenis horaria*, *Ephemera danica* og *Ephemera vulgata*, steinfluene *Dinocras cephalotes* og *Capnia* spp. samt vårfluen *Wormaldia subnigra*. Videre kan også litt foruringsfølsomme arter som f.eks. en nøkkelart som døgnfluen *Baetis rhodani* få markert redusert individantall. Tappt biodiversitet og tappt individantall gir videre tappt produksjonskapasitet. Harr og ørret har rogn og nyklekket yngel på våren og da disse stadier er spesielt følsomme for surt vann kan vi lett få rekrutteringstap.

Svenske undersøkelser

På svensk side har en foretatt flerårige resipientundersøkelser i *Tandån* bl.a. ved en lokalitet like ved grensen. Undersøkelsene omfatter kjemiske- og biologiske forhold og resultatene viser at Tannåa er påvirket av forurensninger bl.a. fra utslipp fra renseanleggene i *Tandådalen* og *Rörbäknäs*. Disse utslipp bidrar til økt konsentrasjon av næringssalter og organisk stoff på vinteren da vannføringen er liten, men under resten av året er elva lite berørt av disse utslipp (se bl.a. Lindgren et al. 1983).

Bunndyrsamfunnet ble undersøkt i 1974, 1979-80, 1985 og 1988 (Ekstrøm, 1976; Lindgren et al., 1983; Tigerstrøm og Rosen, 1985 og Alkne, 1988). Elva hadde da rik forekomst av rentvannsorganismer i samsvar med forventet naturtilstand. Det ble ikke observert større endringer i bunndyrsamfunnet i denne perioden (Tigerstrøm og Rosen, 1985 og Alkne, 1988). I 1974 ble det registrert forekomst av den meget foruringsfølsomme steinfluearten *Dinocras cephalotes*. Arten har ikke blitt registrert ved de andre bunndyrundersøkelsene.

Vedlegg C. Forsuringstoleranse for bunndyr.**KLASSIFISERING AV SURHETSGRAD OG VURDERING AV
FORSURING I RENNENDE VANN BASERT PÅ FOREKOMST AV
BUNNDYR.****Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet.****Bakgrunn**

Bunndyrsamfunn er et velegnet biologisk redskap til å vurdere **surhetsforhold** og **biologiske virkninger av forsuring** i vassdrag. Med forsuring mener vi her menneskelig påvirkning av vassdraget som bidrar til å senke surhetsgraden.

Noen bunndyrarter er meget tolerante overfor lav pH, og derved også overfor forsuring. Andre arter kan dø ut når pH blir lavere enn den var ved naturtilstanden. Det er spesielt i gruppene igler (*Hirudinea*), krepsdyr (*Crustacea*), døgnfluer (*Ephemeroptera*), muslinger (*Lamellibranchiata*) og snegl (*Gastropoda*) en finner arter med liten toleranse for surt vann (Økland & Økland 1986, Henrikson & Brodin 1995). De vannlevende insektene er spesielt følsomme i de første larvestadiene og ved klekking til voksne (adulte). De fleste artene av døgnfluer knyttet til strykparter i elver og bekker er meget følsomme for surt vann, og er derfor gode forsuringsindikatorer.

Ved en begynnende forsuring forsvinner de mest forsuringsfølsomme artene og gir derved et tidlig signal om at vassdraget er i ferd med å bli forsuret (**early warning**). Dette skjer som regel lenge før fisken (unntatt laks) blir påvirket.

I Skandinavia blir dagens biologisk klassifisering av surhetstilstand og forsuringspåvirkning oftest vurdert utfra bunndyrs pH-toleranse i følge systemene til Raddum & Fjellheim (1984), Engblom & Lingdell (1987), Fjellheim & Raddum (1990), Bækken & Aanes (1990), Henrikson & Medin (1990) og Lingdell & Engblom (1991). pH-toleransen for hver art varierer imidlertid noe avhengig av faktorer som aluminiuminnhold, kalkinnhold og ikke minst humusinnhold i vannet. **I humusrike vassdrag øker som regel bunndyrenes toleranse for surt vann** (Hargeby & Peterson 1988). En mulig årsak til dette er at særlig aluminium, men også tungmetaller bindes til humus og derved gir mindre gifteffekt. Det er derfor viktig at klassifiseringssystemene så langt som mulig tilpasses vannkvaliteten og det biologiske mangfoldet i regionen. Som humusrike ansees vassdrag med fargetall større enn 60 mgPt/L.

Forekomst eller fravær av forsuringsfølsomme indikatorarter står sentralt når bunndyr benyttes til å vurdere forsuringsvirkninger. Det er viktig å bemerke at det også naturlig finnes så surt vann (sterkt myrpåvirkede vassdrag) at forsuringsfølsomme arter ikke forventes å finnes der. Det er en viss risiko for at bunndyrsamfunn i slike lokaliteter blir betegnet forsuringspåvirkete selv om de i virkeligheten er tilpasset naturlig sure lokaliteter. En presis vurdering av forsuringen krever derfor at naturtilstanden er kjent. Dette er ofte en manglende faktor og kan medføre at det settes likhetstegn mellom surhetstilstand og forsuring. Særlig i områder med naturlig sure vassdrag er det viktig at en er klar over denne forskjellen.

Klassifiseringssystemet

Klassifiseringssystemet er spesielt tilpasset **humuspåvirkede elver og bekker i østlandsområdet** (skogsvassdrag). Det bygger på en rekke undersøkelser fra dette området og på de ovenfor nevnte klassifiseringssystemene. Det er tatt hensyn til områdets normale artsinnhold, med spesiell vekt på døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Enkelte arter fra andre grupper, "støttearter", benyttes der disse blir registrert. Anvendbarheten av den foreliggende klassifiseringen har blitt testet. Det ga et riktigere bilde av forholdet mellom surhetsgrad og bunndyrsamfunn for denne regionen enn de øvrige klassifiseringene (Wien 1998).

Vi foreslår at forsuringpåvirkningen måles som differansen mellom klasseverdiene (1-4) for bunndyrklasser/surhetsklasser i forventet naturtilstand og i målt nåtilstand:

Forsuringpåvirkning = Nåtilstanden - Naturtilstanden

Systemet presenteres med følgende deler:

1. En tabell som klassifiserer bunndyrarter etter deres pH-toleranse i humusrike vassdrag. Tilstanden i bunndyrsamfunnet kobles sammen med fire surhetsklasser fra pH <4,5 til pH >5,5. Systemet anvender fargesymboler for bunndyrklassene, samt tilsvarende farger i tillegg til tallsymboler for surhetsklassene:

Bunndyrklassifisering/surhetsklasser¹⁾.

- Klasse 1 (blå markering). Ikke surt eller svakt surt miljø der bunndyrsamfunnet også har innslag av meget forsuringfølsomme arter. De kan overleve kortvarige pH-senkninger (surstøt), men overlever ikke lengre tids eksponering med pH lavere enn 5,5.
- Klasse 2 (grønn markering). Moderat surt miljø der meget forsuringfølsomme arter savnes, men med innslag av moderat forsuringfølsomme arter i bunndyrsamfunnet. Disse artene overlever ikke lengre tids eksponering med pH lavere enn 5,0.
- Klasse 3 (gul markering). Markert surt miljø der meget og moderat forsuringfølsomme arter savnes, men med innslag av litt forsuringfølsomme arter i bunndyrsamfunnet. De overlever ikke lengre tids eksponeringer med pH lavere enn 4,5.
- Klasse 4 (rød markering). Sterkt surt miljø med bare forsuringstolerante arter. De kan overleve lengre perioder med pH lavere enn 4,5.

2. En tabell for forsuringpåvirkning. Tabellen angir forventet eller målt naturtilstand, samt målt nåtilstand i bunndyrsamfunnet, som fargekoder og tallverdier. Differansen mellom tallverdiene angir forsurningspåvirkningen i bunndyrsamfunnet. Graden av forsurningspåvirkning er gitt som ulik styrke av samme farge (orange) og som tallverdier.

Forsurningspåvirkning:

- Liten eller ingen forsurningspåvirkning. Lokaliteten har et bunndyrsamfunn av samme type som forventes ved naturtilstanden. Nåtilstand - naturtilstand = 0.
- Moderat forsurningspåvirket. Lokaliteten har et bunndyrsamfunn som avviker noe fra naturtilstanden. Nåtilstand - naturtilstand = 1.
- Markert forsurningspåvirket. Lokaliteten er tydelig forsuret og har et bunndyrsamfunn som klart avviker fra naturtilstanden. Nåtilstand - naturtilstand = 2.
- Sterkt forsurningspåvirket. Lokaliteten er sterkt forsuret og har et bunndyrsamfunn med stort avvik fra naturtilstanden. Nåtilstand - naturtilstand = 3.

1) Tegninger av bunndyr i tabellene er hentet fra Engblom & Lingdell (1987).

Litteratur.

- Bækken, T. og K.J. Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 2A. Forsuring. - NIVA Rapport 2491. 46 p.
- Engblom, E. og P.E. Lingdell. 1987. Vilket skydd har de vattenlevende smådjuren i landets naturskyddsområden? - Naturvårdsverkets Rapport 3349.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: monitoring of streams and lakes. - The Sciences of the Total Environment, 96 (1990).
- Hageby, A. and R.C. Petersen Jr. 1988. Effects of low pH and humus on the survivorship, growth and feeding of *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). - Freshw. Biol. 19: 235-247.
- Henrikson, L. och Medin, M. 1990. Bottenfaunani tjugo vattendrag i Jönköpings län 1989 - en biologisk forsyningsbedömning. - Länsstyrelsen i Jönköpings län 1990:15.
- Henrikson, L. and Y.-W. Brodin. 1995. Liming Acidified Surface Waters. A Swedish synthesis. - Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.
- Lingdell, P.E. och E. Engblom. 1991. Vattenkvaliteten i några sjöar och vattendrag i Stockholms län. Bedömningar utifrån bottenfaunans artsammansättning. - Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 1991 (16). 185 p.
- Raddum, G.G. and A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. - Verh. Internat Verein. Limnol. 22.
- Wien, S.I. 1998. Effekter av forsuring og kalking på invertebratfaunaen i stillestående og rennende vann Stor-Elvdal, Hedmark. - Hovedoppgave ved Norges landbrukshøgskole, institutt for biologi og naturforvaltning.
- Økland, J. and K. Økland. 1986. Effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. - Experientia 42: 471-486.



Døgnfluer

Forsuringstoleranse for døgnfluer (Ephemeroptera) i humusrike vassdrag basert på laveste kjente pH område/nivå der arten er observert. Vanlig forekommende arter i østlandsområdet er markert (●). Arter som i hovedsak lever i innsjøer er markert med kursiv.

pH	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5
Surhetsklasser	KI 1	KI 2	KI 3	KI 4	
Meget forsuringfølsomme arter					
● <i>Caenis luctuosa</i>	_____				
● <i>Baetis digitatus</i>	_____				
● <i>Baetis macani</i>	_____				
● <i>Caenis rivolurum</i>	_____				
● <i>Ephemera danica</i>	_____				
● <i>Heptagenia joernensis</i>	_____				
● <i>Metretopus borealis</i>	_____				
● <i>Paraleptophlebia standii</i>	_____				
● <i>Proclleon bifidum</i>	_____				
Moderat forsuringfølsomme arter					
● <i>Baetis muticus</i>	_____				
● <i>Baetis vernus</i>	_____				
● <i>Caenis horaria</i>	_____				
● <i>Ephemera vulgata</i>	_____				
● <i>Ephemerella ignita</i>	_____				
● <i>Baetis fuscatus/scambus</i>	_____				
● <i>Parameletus chelififer</i>	_____				
● <i>Siphonurus alternatus</i>	_____				
● <i>Siphonurus aestivalis</i>	_____				
● <i>Ephemerella aurivillii</i>	_____				
● <i>Ephemerella mucronata</i>	_____				
● <i>Heptagenia dalearlica</i>	_____				
Litt forsuringfølsomme arter					
● <i>Centroptilum luteolum</i>	_____				
● <i>Cloeon dipterum/inscriptum</i>	_____				
● <i>Cloeon simile</i>	_____				
● <i>Baetis niger</i>	_____				
● <i>Ameletus inopinatus</i>	_____				
● <i>Baetis rhodani</i>	_____				
● <i>Heptagenia sulphurea</i>	_____				
● <i>Siphonurus lacustris</i>	_____				
Forsuringstolerante arter					
● <i>Arthroplea congener</i>	_____				
● <i>Heptagenia fuscogrisea</i>	_____				
● <i>Leptophlebia marginata</i>	_____				
● <i>Leptophlebia vespertina</i>	_____				



Steinfluer

Forsuringstoleranse for steinfluer (Plecoptera) i humusrike vassdrag basert på laveste kjente pH område/nivå der arten er observert. Vanlig forekommende arter i østlandsområdet er markert (●). Arter som i hovedsak lever i innsjøer er markert med kursiv.

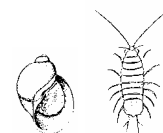
pH		5,5	5,0	4,5	4,0	3,5
	Surhetsklasser	KI 1	KI 2	KI 3	KI 4	
	Meget forsuringfølsomme arter					
	<i>Dinocras cephalotes</i>	_____				
	Moderat forsuringfølsomme arter					
	<i>Capnia bifrons</i>	_____				
	<i>Capnia pygmaea</i>	_____				
	<i>Capnia atra</i>	_____				
	<i>Capnopsis schilleri</i>	_____				
	<i>Diura bicaudata</i>	_____				
	Litt forsuringfølsomme arter					
	● <i>Siphonoperla burmeisteri</i>	_____	_____			
	<i>Xanthoperla apicalis</i>	_____	_____			
	<i>Perlodes dispar</i>	_____	_____			
	● <i>Amphinemura borealis</i>	_____	_____			
	● <i>Diura nanseni</i>	_____	_____			
	● <i>Nemoura avicularis</i>	_____	_____			
	Forsuringstolerante arter					
	<i>Isoperla obscura</i>	_____	_____	_____		
	● <i>Leuctra fusca</i>	_____	_____	_____		
	● <i>Isoperla difformis</i>	_____	_____	_____		
	● <i>Isoperla grammatica</i>	_____	_____	_____		
	<i>Leuctra digitata</i>	_____	_____	_____		
	● <i>Amphinemura sulcicollis</i>	_____	_____	_____	_____	
	<i>Amphinemura standfussi</i>	_____	_____	_____	_____	
	● <i>Brachyptera risi</i>	_____	_____	_____	_____	
	● <i>Leuctra hippopus</i>	_____	_____	_____	_____	
	<i>Leuctra nigra</i>	_____	_____	_____	_____	
	● <i>Protonemura meyeri</i>	_____	_____	_____	_____	
	<i>Nemurella pictetii</i>	_____	_____	_____	_____	
	● <i>Nemoura cinerea</i>	_____	_____	_____	_____	
	● <i>Taeniopteryx nebulosa</i>	_____	_____	_____	_____	



Vårfluer

Forsuringstoleranse for vårfluer (Trichoptera) i humusrike vassdrag basert på laveste kjente pH område/nivå der arten er observert. Vanlig forekommende arter i østlandsområdet er markert (●). Arter som i hovedsak lever i innsjøer er markert med kursiv.

pH		5,5	5,0	4,5	4,0	3,5
	Surhetsklasser	KI 1	KI 2	KI 3	KI 4	
	Meget forsuringfølsomme arter <ul style="list-style-type: none"> ● <i>Ceraclaea annulicornis</i> <i>Cheumatopsyche lepida</i> <i>Chimarra marginata</i> <i>Wormaldia subnigra</i> 					
	Moderat forsuringfølsomme arter <ul style="list-style-type: none"> ● <i>Hydroptila</i> spp. <i>Ithytrichia</i> spp. ● <i>Lepidostoma hirtum</i> ● <i>Athripsodes cinereus</i> ● <i>Agapetus ochripes</i> ● <i>Mystacides azurea</i> ● <i>Ceratopsyche silfvenii</i> ● <i>Oecetis testacea</i> <i>Trianodes bicolor</i> 					
	Litt forsuringfølsomme arter <ul style="list-style-type: none"> <i>Rhyacophila fasciata</i> <i>Micrasema setiferum</i> <i>Tinodes waeneri</i> <i>Goera pillosa</i> <i>Molanna angustata</i> <i>Molannodes tinctus</i> <i>Mystacides longicornis/nigra</i> ● <i>Oxyethira</i> spp. ● <i>Hydropsyche pellucidula</i> ● <i>Sericostoma personatum</i> ● <i>Silo pallipes</i> 					
	Forsuringstolerante arter <ul style="list-style-type: none"> ● <i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Nemotaulius punctatolineatus</i> ● <i>Polycentropus irroratus</i> <i>Athripsodes aterrimus</i> <i>Holocentropus dubius</i> ● <i>Polycentropus flavomaculatus</i> ● <i>Neureclipsis bimaculata</i> ● <i>Hydropsyche siltalai</i> <i>Cyrnus flavidus</i> <i>Cyrnus insolutus</i> <i>Cyrnus trimaculatus</i> <i>Glyptotetia pellucidus</i> ● <i>Plectrocnemia conspersa</i> ● <i>Rhyacophila nubila</i> 					



Støttegrupper

Forsuringstoleranse for støttegrupper som igler (Hirudinea), krepsdyr (Crustacea), biller (Coleoptera), tovinger (Diptera), snegler (Gastropoda) og muslinger (Lamellibranchiata) i humusrike vassdrag basert på laveste kjente pH der arten er observert. Vanlig forekommende arter i østlandsområdet er markert med (•). Arter som i hovedsak lever i innsjøer er markert med kursiv.

pH		5,5	5,0	4,5	4,0	3,5
Surhetsklasser		KI 1	KI 2	KI 3	KI 4	
Meget forsuringfølsomme arter	Krepsdyr: <i>Gammarus lacustris</i>	—				
	Igler: <i>Hemiclipsis marginata</i>	—				
	Snegler: <i>Bathyomphalus contortus</i> <i>Galba truneatula</i>	—				
Moderat forsuringfølsomme arter	Muslinger: <i>Margarita margaritifera</i> (Elvaperlemussling)	—				
	Snegler: <i>Ancylus fluviatilis</i> <i>Physa fontinalis</i>	—				
	• <i>Radix peregra/ovata</i>		—			
	• <i>Gyraulus acronicus</i> <i>Gyraulus albus</i>		—			
	Krepsdyr: <i>Astacus astacus</i> (kreps)	—				
	Tovinger: • <i>Dixa</i> spp.		—			
	Igler: <i>Erpobdella testacea</i> • <i>Helobdella stagnalis</i> • <i>Glossiphonia complanata</i>		—			
Litt forsuringfølsomme arter	Muslinger: <i>Sphaerium corneum</i>		—			
	Biller: • <i>Limnius volckmari</i> • <i>Elmis aena</i>			—		
	Igler: <i>Haemopsis sanguisuga</i> • <i>Erpobdella octoculata</i>			—		
Forsuringstolerante arter	Muslinger: • <i>Pisidium</i> spp.				—	
	Krepsdyr: <i>Asellus aquaticus</i> • <i>Eurycercus lamellatus</i>				—	
	Tovinger: • <i>Dicranota</i> spp.					—

Forsuringspåvirkning = Nåtilstand - Naturtilstand

		Naturtilstand			
		1	2	3	4
Nåtilstand	1	0			
	2	1	0		
	3	2	1	0	
	4	3	2	1	0

Forsuringspåvirkning av bunndyrsamfunnet

= nåtilstanden - naturtilstanden

		Naturtilstand			
		1	2	3	4
Nåtilstand	1				
	2				
	3				
	4				

Vedlegg D. Fotografier som viser prøvetakingsplassene.

Samtlige fotografier er tatt av Thor A. Nordhagen.



St.1 Vestre Grøna



St.2 Østre Grøna



St.3b Nesvollbekken



St.4 Tannåa



St.5 Grøna

Vedlegg E. Klassifiseringssystem for ørrettettheter i skogsbekker i Hedmark.

Gode bestandsestimat med elektrisk fiskeapparat kan bare gjøres i grunne strømmende områder i elver og bekker. Metoden virker best på fisk mellom 10 og 20 cm. Skal en foreta pålitelige kvantitative bestandsestimat må en som regel gjennomfiske aktuelle områder minst 3 ggr. Er antallet fisk i området større en ca. 50 stk. får man da som regel et godt estimat (Bohlin 1984). Som regel avfiskes aktuelle vassdragsstrekninger likevel bare en gang ved registrering av fiskeforekomst. Ved normale forhold vil en person med god erfaring med elektrisk fiskeapparat i små og oversiktlige vassdrag som regel kunne fange ca. 50% av bestanden (Heggebereget 1976). Ved undersøkelsen Rødsmoen fant NIVA at første avfisking fanget 33-35% av estimert totalantall ørret langs bekestrekninger som var dominert av 0+ og 1+ fisk, mens vi fanget 48-69% (Middelverdi=59) av estimert totalantall langs de bekestrekninger som hadde mer normal ørretsammensetting med flere årsklasser (Kjellberg 1994). Multipliseres resultatene fra et engangsfiske med 2 vil en derfor få et relativt sett godt estimat av totalbestanden.

Fiskeforvalteren ved Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen har foretatt en rekke elfiske-registreringer i forskjellige ørretførende elver og bekker i Hedmark (Qvenild og Nashoug 1992). I disse undersøkelsene er det fisket en gang. I nedenstående tabell 1 har vi justert foreliggende verdier så de skal tilsvare totalmengde og utifra dette og generell viten og vurdering om/av bestandstettheter har vi satt opp et klassifiseringssystem for ørrettettheter i skogsbekker og mindre elver i Hedmark, som vist i tabell 2.

Tabell 1. Tetthetsregistreringer av ørret i mindre vassdrag i Hedmark

Lokalitet	Antall ørret pr. 100 m ²	Kommentar
Flena (Flendammen)	31	Rik forekomst
Mistre (forsuret område)	9	Lav fisktetthet
Mistre (gammeldammen)	7-12	Få fisk
Renåa	22-40	Rik forekomst
Byringsbekken	34	God tetthet
Søta v/Grøna	11	Tilfredstillende
Horna v/Oset	20	Tilfredsstillende
Tønnesbekken	22-66	Middels til rik forekomst
Vesle-Mistra	9-68	Liten til rik forekomst
Horna v/vegen	16	Tilfredsstillende
Vesle-Mistra v/vegen	69	Rik forekomst
Grøna v/utløp Mistra	28	Tilfredsstillende
Mistra v/ veg til Fiskev.	16	Tilfredsstillende
Lomtjernsbekken	116	Meget rik lokalitet
Grøna v/Nøkkeltjønnen	5	Få fisk
Nordre Slemma v/Sønnikbrua	2	Lav fisktetthet
Villa v/Villsetra	9	Tilfredsstillende
Veksenbekken	13	Brukbart med ørret
Byringtjernbekken	34	Stor tetthet
Haugåa	70	Meget stor tetthet
Gransjøbekken	73	Meget stor tetthet
Brumunda	60-100	Meget stor tetthet

Tabell 2. Klassifisering av ørrettetthet i skogsbekker i Hedmark.

Klasse	Tetthet	Antall ørret pr. 100 m ²
Klasse I	Meget god tetthet	>50 ørret pr. 100 m ²
Klasse II	God tetthet	25-50 ørret pr. 100 m ²
Klasse III	Middels god tetthet	10-25 ørret pr. 100 m ²
Klasse IV	Liten tetthet	<10 ørret pr. 100 m ²

Litteratur

Bohlin,T. 1994 b. Kvalitativt elfiske efter lax och öringar synspunkter och rekommendationer.
Informasjon från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4).33s.

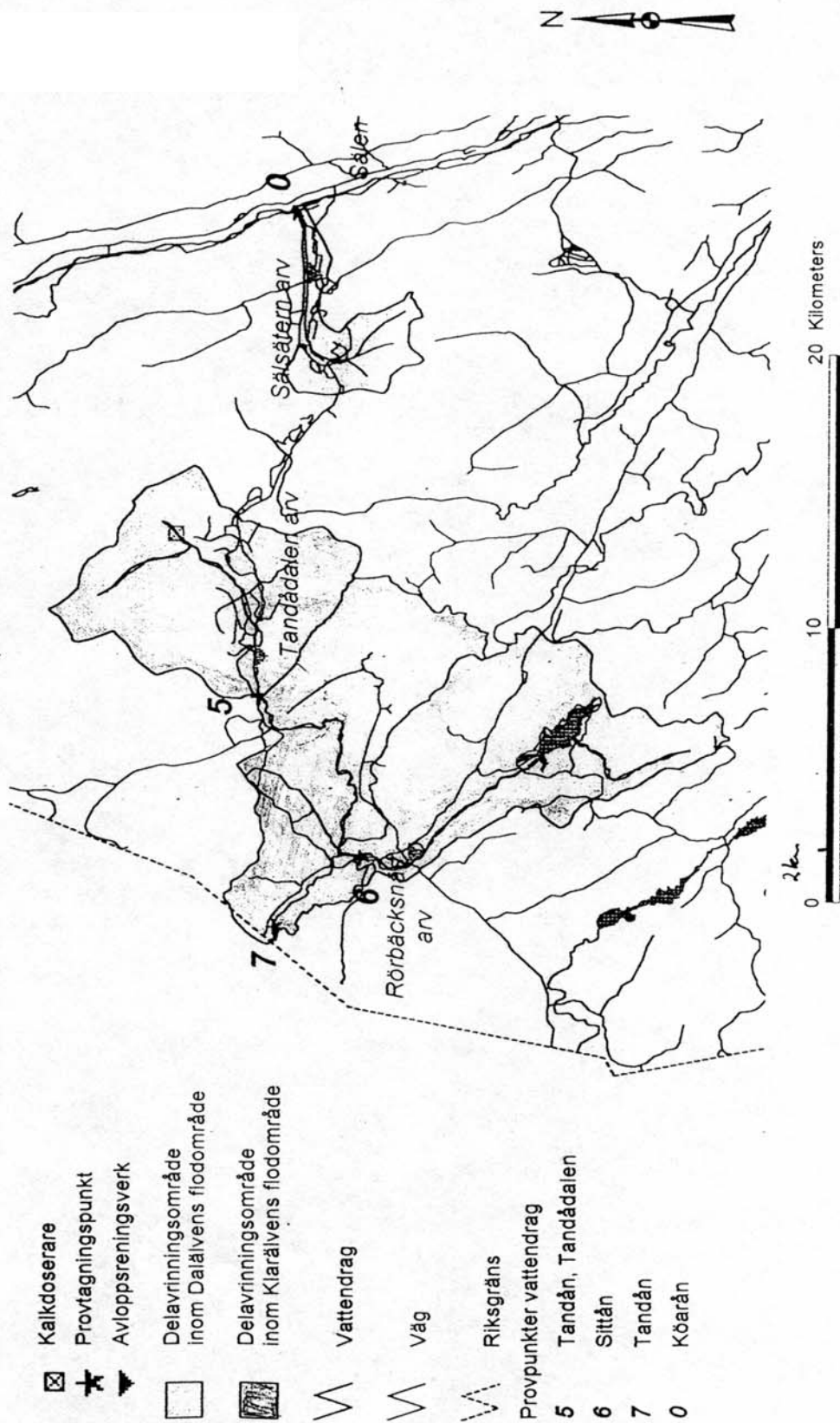
Heggeberget,T.G. 1976. Elektrisk fiskeapparat - anvendelse i praktisk og vitenskapelig fiskeribiologi.
Fagkonferanse - Fisk 1976.

Kjellberg,G. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i tre vassdrag på Rødsmoen i 1993. NIVA rapport
L.nr.3134. 45s.

Qvenild,T. og Nashoug,O. 1992. Utmarksprosjekt Åkerstrømmen/Sjølisand. Sluttrapport. Yrte
Rendalen grunneierlag, 11s.

Vedlegg F. Översikt Transtrandfjällen.

Översikt Transtrandfjällen



Vedlegg G. Vurdering av forurensningsgrad og klasseinndeling for bekker, elver, innsjøer og tjern basert på økologisk status.

Bekker og Elver.

Generelt.

Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i direkte samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel tarmbakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, med høy humuspåvirkning eller markert forsuring, er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet < 0,05 mekv/l), til tider lav pH (< 5,5), ikke forekomst av forsuringfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH < 4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Kalkede bekke - og elvestrekninger er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringsalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og da spesielt ved lavvannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning foreligger. Påvirkningen har for det første ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjon (eutrofiering). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av moser og høyere vegetasjon langs disse elvestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsubstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det

foreligger utslipp av tarmbakterier (fekale utslipp), er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.

Strekninger med markert eller sterk overgjødslingspåvirkning (eutrofiering), er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter), som i visse fall helt dekker elveleiet.

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at løsrevet algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fiskekjøttet. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosapsone sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødslingseffekten).

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene er som for klasse II, men innslaget av synlig fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (overgjødsling og forråtnelse/saprobiering) foreligger. Her er det blant algebegroing og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagen kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis > 5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring.

Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart organisk materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagen (sort belegget under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger direkte luktulempen bl.a. som resultat av frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H₂S) og andre svovelforbindelser. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensnings-

kildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge): Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av synlig fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen ved frigjørelse av oppløst hydrogensulfid (H_2S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegget på bunnen). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte $< 3 \text{ mg } O_2/l$, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist, sort vann og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselig) og/eller soppene *Leptomitium lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede sopp *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfitfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem).

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med sorte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H_2S , NH_3 , fenol osv.)

Da det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Område der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med sorte tverrstreker (jevnt før klasse IV ovenfor).

Kategori II: Område hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. visse tungmetaller eller organiske miljøgifter som f.eks. klororganiske mikroforurensninger kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre til alvorlige konsekvenser (genetiske skader, konsumrestriksjoner osv.). Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (temperatur). Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne silopressaftutslippene. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne tidligere forhold i Steinsengbekken på Nes. (Mjærum 1974).

Innsjøer.

Generelt.

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. biologisk respons på næringstilførselen i forhold til innsjøens morfometri og hydrologi (Naumann 1919, Thienemann 1921, Rodhe 1969 og Brettum 1989).

Produksjonsforandringer, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planktonalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av forurensningen et av de alvorligste problem for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslings- og forurensningssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Innsjøer og tjern med biologisk status og produksjonsnivå i samsvar med de naturgitte forhold tilhører denne kategori. Klassens innsjøer kan karakteriseres som upåvirket eller lite påvirket av næringsaltforurensning og her finner vi oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige mesotrofe innsjøer.

Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Kalkede lokaliteter er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskproduksjonen øker. Innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og målbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning (begynnende overgjødsling). Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet fra naturtilstanden mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med innslag av mer næringskrevende blågrønnalger. Det er videre særlig i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs strendene. Masseoppblomstring av alger som gir lukt og smaksproblemer kan forekomme. Enkelte av disse kan også danne toksiner. I områder som er berørt av større utslipp av fekal natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg ikke til bading. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen kan karakteriseres som moderat forurensningspåvirket.

Klasse II-III (overgangssone): Innsjøer og tjern i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller høyere vegetasjon, samt økt forekomst og dominanse av karpefisk særlig mort og brasme hvis slike forekommer. Det er også vanlig at det skjer mindre algeoppblomstringer.

Klasse III (gul farge): Innsjøer og tjern med betydelig næringssaltbelastning og dermed stor algeproduksjon og algeoppblomstringer som i større innsjøer domineres av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klassen. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs

strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det fullstendig oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er markert artsforskyvning mot større forekomst av karpefisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskeliggjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

Hgienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunne innsjøer hele vannmassen) er som regel i perioder lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjentetting av filter o.l. Innsjøen kan karakteriseres som markert overgjødslet, dvs. markert forurensningspåvirket.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som overfor, men med et mer markert innslag av blågrønnalger og algeblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV (rød farge): Omfatter innsjøer og tjern med betydelig næringssalttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunne innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger og/eller når det gjelder små innsjøer grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig algeblomst er vanlig i sommerhalvåret, herved reduseres siktedypet kraftig og vannet blir vegetasjonsfarget, lukt og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan oppstå. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte blågrønnalger kan være giftproduserende samt forårsake hudirritasjon og allergier.

Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterk oksygenforbruk, og ofte (sensommer og vinter) er det anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider vond lukt og smak på fiskekjøttet. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for klasse III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Innsjøen kan karakteriseres som sterkt overgjødslet, dvs. sterkt forurensningspåvirket.

LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.
- Fjerdingstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J. E. Løvik. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.
- Nauman, E. 1919. Några synpunkter ang. Limnoplanktons ökologi. Svensk Botanisk Tidsskrift. 13: 129-163.
- Rodhe, W. 1969. Crystallization of Eutrophication Concepts in Northern Europe. s.50-64 : Eutrofication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a Symposium. Washington (National Academy of Sciences).
- Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.
- Thienemann, A. 1921. Seentypen. Sonderabdruck aus die Naturwissenschaften 9. Rodhe, W. 1969. Crystallization of Eutrophication Concepts in Northern Europe. S 50-64 i: Eutrofication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of a Symposium. Washington (National Academy of Sciences). 661 s.