

NYTTEEFFEKT AV SPYLEFLOMMER I AKERSELVA

SVEIN JAKOB SALTVEIT OG ÅGE BRABRAND



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),
Universitetet naturhistoriske museer og botanisk hage,

INNHOLD

INNLEDNING.....	3
AKERSELVA.....	3
Beskrivelse.....	3
Vannføringsforhold.....	5
Biologiske forhold og episoder.....	7
Biologiske forhold	7
Episoder	7
LAVVANNFØRING.....	9
FLOMMER	10
Naturlige flommer.....	11
Menneskeskapte lokke- og spyleflommer	15
KONKLUSJON	17
LITTERATUR.....	18

INNLEDNING

Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 2002. Nytteeffekt av spyleflom i Akerselva. *Rapp.Lab.Ferskv. Økol.Innlandsfiske*, Oslo, **213**, 18s.

Oslo kommune ved Vann og avløpsetaten ønsket å få en vurdering av nytten av utspylinger i Akerselva som et tiltak for å forebygge uønsket effekt av akuttutslipp, og for å gjøre forholdene for fisk og næringsdyr mer varierte. Akutte utslipp av forurensning vil ha størst negativ effekt når vannføringen er liten. Hvis så skjer, er tanken å fortynne et akuttutslipp gjennom en hurtig økning av vannføring. Etter perioder med stabil vannføring som en minstevannføring representerer, kan det også være behov for økt vannføring for å gjenskape et mer heterogent habitat for fisk og næringsdyr.

Andre forhold som det var av spesiell interesse å få utredet var nytteeffekten av et slikt tiltak både på kort og lang sikt m.h.p. bestandene av fisk og bunndyr, størrelsen og varigheten av økt vannføring.

LFI har opparbeidet seg god kunnskap om forholdene i Akerselva, og har bred kompetanse på området fisk/bunndyr og habitat. Fisk stiller bestemte krav til bunnforhold, vannhastighet, dyp og skjul, forhold som det er viktig å opprettholde i et vassdrag. I forbindelse med utredninger knyttet til vassdragsreguleringer, er det opparbeidet kunnskap omkring størrelse på vannføring og manøvreringsstrategi, knyttet til livshistorie hos laksefisk.

AKERSELVA

Beskrivelse

Akerselva eller Maridalsvassdraget har sin opprinnelse i Ølja nord i Nordmarka, og er det største vassdraget i Oslo. Mange av de store vannene i Nordmarka hører med til

vassdraget. Totalt utgjør nedbørfeltet i dag ca. 250 km². Alle innsjøene i nedbørfeltet er regulert og Oslo får 80% av drikkevannet fra dette vassdraget.

Figur 1. Kart over Akerselva. Bekker og elvestrekninger lagt i kulvert er stiplet.

Vassdraget kalles Akerselva mellom Maridalsvannet og sjøen (Fig. 1). Elva renner videre gjennom Nydalen, forbi Bjølsen, Grünerløkka, gjennom Grønland og ut i Oslofjorden ved Bjørvika. Akerselva har få tilløp. Myrerbekken renner inn i elva 1 km nedenfor Maridalsvannet, mens Hovindbekken renner inn ved Oslo Sentralbanestasjon. Nedenfor Maridalsvannet er mesteparten av nedbørfeltet dekket av leire, med noe

kambrosilur og kalkrike bergarter. Dette gjør elva turbid og resulterer i tilslamming på stilleflytende partier, men utspyling fra gater bidrar også til turbiditet.

I nedbørfeltet nedenfor Maridalsvannet er Akerselva et byvassdrag, og langs elva ligger det mye nyere og eldre industri. Akerselva har flere fossefall, og det var disse som var grunnlaget for eldre industri. Nedenfor Grønland er elva nå lagt i kulvert, og det samme er tilfelle for tilløpsbekkenes nedre deler.

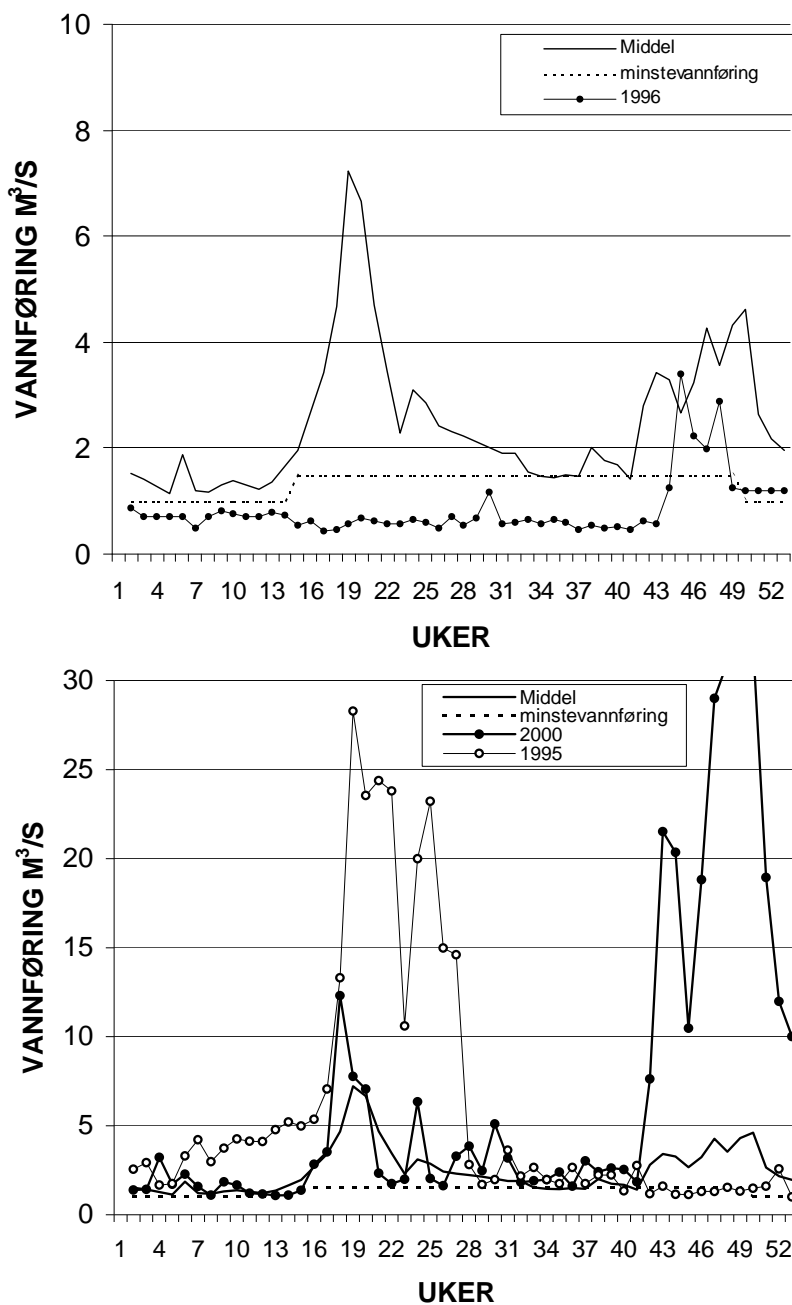
Akerselva er tidligere undersøkt i 1976-77 (Borgstrøm 1976, Borgstrøm og Saltveit 1978), i 1982-83 (Brittain og Saltveit 1985) og i 1989-90 (Bremnes og Saltveit 1993). Det er derfor et godt grunnlag for å vurdere utviklingen av de biologiske forhold og derved endringer i vannkvalitet i vassdraget over tid. Vannkvaliteten i Akerselva bli kontinuerlig overvåket av Oslo Kommune, Vann- og avløpsetaten.

Vannføringsforhold

Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten (VAV) styrer vannmengden ut av Maridalsvannet. Oslo kommune er forpliktet til å slippe minst $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ vann i Akerselva (OVA 1991). Ifølge manøvreringsreglementet skal det gå minst $1.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ fra utløpet av Maridalsvannet i perioden 1. april til 31. november, og minst $1.0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ fra 1. desember til 31. mars (Fig. 2). Enkelte år, for eksempel 1996, har det imidlertid vært sluppet mindre vann i elva (Fig. 2) (se også Bremnes og Saltveit 1997). Dette skyldes at 1996 var et ekstremt tørrår og VAV fikk derfor dispensasjon til å slippe mindre vann for å sikre vannforsyningen.

Av Fig. 2 fremgår det at middelvannføringen i Akerselva de ti siste år har vært høyere enn den pålagte minstevannføringen, selv om det er små forskjeller om vinteren og sent på sommeren/tidlig høst. Akerselva har en markert vårflom i april-mai, og en flom sent på høsten. I gjennomsnitt er størrelsen på disse flommene små, mens de enkelte år kan være betydelige (Fig. 2). I 1995 var det en markert og relativt langvarig høy vannføring i Akerselva fra midten av april til ut i juli, mens det i 2000 var en meget stor og kraftig

høstflom i elva. I 1996 var vannføringen i Akerselva usedvanlig lav (Fig. 2). Med unntak av en kort periode på høsten, var vannføringen dette året lavere enn den pålagte minstevannføringen. Imidlertid var økningen vannføring på høsten liten dette året, og



lavere enn det som forekommer i gjennomsnitt i ti årsperioden.

Figur 2. Middelvannføring (ukeverdier) i Akerselva i perioden 1990 til 2000 vist sammen med pålagt minstevannføring og vannføringen i 1996 (øverst), og vist sammen med pålagt minstevannføring og middelvannføringen i 1995 og 2000 (nederst).

Biologiske forhold og episoder

Biologiske forhold

Akerselva har en bunnfauna som tidligere var preget av en til dels forenklet fauna i forhold til den forventete, naturlige faunaen i lavereliggende vassdrag på Sør-Østlandet (Bremnes og Saltveit 1997). Hovedårsaken til dette var tilførsel av organisk forurensning i form av tilsig av kloakk. Ulike tilførsler av toksiske stoffer har også hatt betydning.

I tillegg er nedbørsfeltet til Akerselva delvis preget av leire. Utvasking av finpartikulært materiale vil legge seg på bunnen og tette igjen hulrom der det opprinnelig var steinbunn, områder som er viktige habitater for mange bunndyr og fisk.

Fisk finnes nå i hele elvas lengderetning og rentvannsarter som laks og ørret dominerer. Imidlertid kan lave tettheter av ørret og ørekyt ved Nydalen/Bjølsen indikere at vannkvaliteten her er dårligere. Nedenfor Nedre Foss foregår det naturlig rekruttering av laks og sjøørret, og ved tidligere undersøkelser er det beregnet til dels høye tetthetene av årsunger (0+) av laks og ørret nederst i elva, noe som viser at gyting og rognutvikling er vellykket. Det er også god vekst. Sannsynligvis vandrer laks ut som smolt allerede etter én eller to vekstsesonger. Selv om strekningen for naturlig reproduksjon er kort, vil Akerselva pga. lav smoltalder kunne produsere mye laks.

Helt siden 1976 har det vært en klar bedring i vannkvaliteten og faunasammensetningen i elva, og rentvannsarter fra grupper som steinfluer, døgnfluer og vårfluer påvises på hele elvestrekningen. Imidlertid er enkelte tilbakeslag påvist, pga. utslipp, men også av ekstremt lave vannføringer. I 1996 skjedde det en forverring i retning av økt dominans av fåbørstemark og fjærmygg (se nedenfor).

Episoder

Etter at Akerselva fikk så god vannkvalitet at fisk kunne leve på hele strekningen fra Maridalsvannet til fjorden og at elva ble lakseførende på nedre del, er det påvist flere episoder med fiskedød i elva (Brittain og Saltveit 1986, 1987, 1993; Saltveit og

Brabrand 1988). I tillegg er det registrert episoder med utslipp som nødvendigvis ikke har ført til fiskedød, men som har hatt konsekvenser på fiskebestandene (Bremnes og Saltveit 1998, Bremnes 2001).

I dagene umiddelbart etter et utslipp av såpe fra DeNoFa-Lilleborg fabrikk oktober 1986 ble det funnet død laks og ørret i Akerselva nedstrøms fabrikken (Brittain og Saltveit 1986, 1988). Kilden til dette utslippet ble lokalisert ved hjelp av utbredelsen av levende fisk og to bunndyrarter som indikatorer. Begge artene uteble umiddelbart nedstrøms en overvannsledning fra fabrikken. Ovenfor ble artene påvist, sammen med levende fisk. Utslippet medførte en forverring av den generelle forurensnings-situasjonen, men bortsett fra utsetninger av fisk, ble tiltak ikke iverksatt.

Ny fiskedød, denne gang hovedsakelig av større fisk (gytefisk), ble registrert igjen allerede i desember 1986, denne gang på en kort strekning nedenfor Nedre Foss. Kilden denne gang ble funnet å være murpuss og støv skyllet ut i elva knyttet til riving av et hus. Støv førte til at fisk ble kvalt ved at store mengder slampartikler festet seg på gjellene. Tiltak ble ikke iverksatt.

I januar 1988 meldte Idun Fabrikker selv fra om at de hadde sluppet syre ut i elva, noe som medførte fiskedød av laks, ørret, ørekyt og mort på hele elvestrekningen mellom fabrikken og utløpet i fjorden (Saltveit og Brabrand 1988). Levende fisk ble ikke påvist, og det var derfor et totalt tap av alle bestander på strekningen. Bunndyr ble dokumentert å være upåvirket av dette uhellet. Tiltak ble ikke iverksatt.

Fiskedød er også knyttet til to episoder med utslipp fra Spigerverket, begge i 1990 (Bremnes og Saltveit 1993). Den første fiskedøden var av beskjedent omfang, og utslippet hadde kun lokal effekt. Den andre fiskedøden (i oktober) var forårsaket av utslipp av store mengder saltsyre, og gjorde at all fisk på strekningen fra Spigerverket til fjorden døde. Utslippet var av kort varighet, og førte til en kraftig senkning i pH i løpet av 3 timer, registrert nederst i elva av VAV. Bestanden av laks og ørret besto av flere årsklasser av ungfisk, men siden utslippet skjedde før oppvandring av gytefisk ble denne delen av bestanden ikke berørt. I tillegg førte dette utslippet til

store skader på bunnfaunaen, og døde dyr ble funnet. Det ble ikke foretatt tiltak i etterkant.

Våren 1997 ble det ikke påvist laks- og ørretunger i de nedre deler av elva, og det ble heller ikke funnet rognkorn eller plommeseekkyngel i bunnsubstratet, til tross for gyteaktivitet høsten 1996 (Bremnes og Saltveit 1998b). Vurdert ut fra bunnfaunaen skjedde det en betydelig forverring av forurensningssituasjonen i nedre del av Akerselva i 1996 og vinteren 1997. Hovedårsaken var trolig den reduserte vannføringen i elva i 1996 (se Fig. 2). Det førte til økt sedimentering og redusert oksygeninnhold i vann og substrat. En eller to generasjoner av fisk ble borte fra elva. Tilstanden var å sammenligne med en situasjon etter et utslipp med påfølgende fiskedød, mens bunnfaunaen viste dominans av forurensningstolerante arter, som på 1970-tallet. Vannføringen var i hele 1996 under kravet til minstevannføring, og det ble etter undersøkelsen konkludert med at det beste tiltaket var å øke vannføringen til i det minste 1 m³/s, for både å fortynne tilført organisk forurensning og redusere effekten av toksiske utslipp (Bremnes og Saltveit 1998).

I tillegg ble det i mars 1997 registrert et akuttutslipp med høyt innhold av organisk stoff, TOC. Kilden ble ikke funnet. Etter et utslipp av dieselolje i januar 2001 ble det ikke påvist effekter på verken fisk eller bunndyr (Bremnes 2001).

Som det fremgår har det etter at det ble etablert faste bestander av fisk i elva på 1980-tallet, vært en rekke episoder med utslipp som har medført fiskedød og at forurensningssituasjonen i kortere perioder har vært forverret. Imidlertid er det også dokumentert at ekstremt lave vannføringer over lang tid kan gi ugunstig vannkvalitet både for fisk og næringsdyr.

LAVVANNFØRING

Lavvannsproblematikken er viktig i spørsmålet om fastsettelse av vannføringer og manøvreringsreglement i regulerte elver. Lav vannføring vil medføre redusert

vannkvalitet ved at konsentrasjonene av tilført materiale nedover i elva vil øke pga. redusert fortykning, og det vil påvirke de biologiske forholdene. Effektene av organisk forurensning og andre former for forurensning vil bli forsterket. Endringer i turbulens og strømforhold kan også føre til økt sedimentasjon av finpartikulært materiale, noe som kan redusere kvaliteten på substratet for fisk og mange bunndyr. Økt konsentrasjon av næringsalter i vannet og redusert utspyling vil også føre til endringer i begroing, som også vil påvirke bunnfaunaen. Faunaen vil også avta kvantitativt ved at deler av elveleiet blir tørrlagt.

Det som var spesielt for året 1996 var den lave vannføringen. Dette førte til større konsentrasjon av organisk og annen forurensning. Dette var trolig den viktigste årsaken til den forverrede situasjonen i Akerselva i 1996, da deler av elva ble betegnet som betydelig forurenset (Lien og Bækken 1996, Bremnes og Saltveit 1997).

FLOMMER

Karakteristisk for norske elver og bekker er sterk variasjon i vannføring gjennom året. Vannføringen er lavest om vinteren og på sommeren, mens den er høyest under vår- og høstflom. Erosjon som følge av flom er hovedmekanismen som endrer fysisk-kjemiske forhold i elver og bekker (Margalef 1960). Store flommer som medfører erosjon kan forårsake at både mengden bunndyr og fisk reduseres ved at disse føres bort og at habitat endres (Margalef 1960). Produksjonsarealet vil også variere med vannføringen. Vannføringen bestemmer derfor sammen med temperaturen i stor grad hvor mye bunndyr og fisk en elv kan produsere.

Flommer (naturlige eller menneskeskapte) kommer som et resultat av en markert økning i vannføringen. Slike markerte vannføringsendringer medfører en rekke fysiske endringer som har stor betydning for enkeltarter, biologiske samfunn og hele økosystemer i ferskvann, stedvis også for ferskvannsnær våtmark. Høy vannføring gir økt vannstand, økt dyp og økt vannhastighet, og kan utløse erosjon, masse-transport og redusert siktedyp. Høy vannstand kan medføre at elva går utover sine bredder og flommer inn over tilstøtende våtmarker og landområder. Flommer sørger

for omveltning på statiske forhold over år, og som naturlige hendelser i vassdrag er akvatiske organismer er tilpasset flommer. De har imidlertid ikke nødvendigvis tilpasset seg en situasjon hvor flommer blir fraværende.

Naturlige flommer

En beskrivelse av hvordan biologiske samfunn reagerer på flommer eller økt vannføring handler om å beskrive virkning av selve flomeepisoden og å forstå rekolonisering, vekst og regenerering knyttet til tiden etterpå. Det gjelder spesielt hvordan organismene fordeler seg i vassdraget (makro- og mikrohabitatbruk, nøkkelområder for overlevelse), og hvordan enkeltpopulasjoner (vekst, tetthet) og biologiske samfunn endrer seg over tid (næringskjeder, suksesjoner).

Flommer kan ha korttids- og langtidsvirkninger på ulike nivåer, fra enkeltpopulasjoner til biologiske samfunn og til hele økosystemer. Mens korttidsvirkning av flom på populasjonsnivå kan gi redusert tetthet eller andre populasjonsdynamiske endringer (aldersfordeling), vil virkning på biologiske samfunn omfatte suksesjoner og ha et komplekst forløp som strekker seg over et lengre tidsperspektiv. Langtidsprosesser eller suksesjoner som følge av flom fører biologiske samfunn tilbake til opprinnelig likevekt eller mot en ny likevekt dersom de fysiske forholdene er permanent endret.

Mye av det vi vet om biologiske samfunn og flommer ble dokumentert etter flomåret 1995 (Brabrand *et al.* 1999). Dette var en vårflomsituasjon som var sjelden i den forstand at vannføringen i mange vassdrag økte raskt og at vannføringen var stor. Men selve tidspunktet var høyst ordinært og knyttet til vårflomperioden. En rekke biologiske samfunn inngikk i denne undersøkelsen, men det som er relevant for Akerselva er de erfaringene som er beskrevet for bunndyr og fisk, foruten de generelle trekkene som flom har på biologiske samfunn.

Det ble våren 1995 påvist at flom påvirker bunndyrsamfunn ved at noen arter lar seg drive nedover, slik at den biologiske driften øker. Bunndyr i et mindre alpint vass-

drag i Jotunheimen (innløpsbekk til Øvre Heimdalsvatn), ble undersøkt før, under og etter flommen i 1995. Døgnfluefaunaen her består hovedsakelig av fem arter av slekten *Baetis*. Fire er såkalte sommerarter som finnes som egg om vinteren med nymfevekst om sommeren. Disse har en synkron livssyklus som varer ett år, og som er gunstig under stabile forhold. Den femte arten, *B. rhodani*, har en meget fleksibel livssyklus, avhengig av temperatur og næringstilgang, og hadde her både ett- og to-årig livssyklus.

Etter flommen var *B. rhodani* helt dominerende i vassdraget. De øvrige døgnflueartene gikk sterkt tilbake og var nesten fraværende sommeren 1995. Dette skyldes forskjeller i livssyklusstrategi, der en større flom gir bunnerosjon og utspyling av egg, noe som gir ekstra sårbarhet ved synkron livssyklus. Med sin fleksible livssyklus var *B. rhodani* bedre i stand til å overleve flommen. Dette betyr at virkning av flom vil være forskjellige hos ulike arter, og at dette vil ha følger for artsammensetningen i vassdraget i en periode etter en flom.

Virkning av flom i 1995 og 1997 på bunndyr i Gaula var mindre klar enn i denne bekken i Jotunheimen. Det er prinsipielle forskjeller mellom de to vassdragene når det gjelder evne til rekolonisering av bunndyr. Mens denne bekken lå høyt oppe i vassdraget uten ovenforliggende områder uberørt av flom, var dette omvendt i Gaula. De flomutsatte områdene lå her i de midtre og nedre deler av vassdraget, og ovenfor liggende deler kunne gjennom drift av bunndyr gi rask kolonisering i de flomutsatte områdene lenger nede. I Gaula var det derfor fortsatt høy diversitet av bunndyr på de fleste lokaliteter ved flomkulminasjon, selv om det ble observert forskyvninger i dominansen mellom arter som kan skyldes flom. De endringer som ble observert innen døgnfluer og steinfluer kan ikke forklares med forskjeller i livssyklus alene, og sannsynligvis er sedimentering av finpartikkulært materiale en viktig faktor. I de nedre deler av elva består døgnfluene av flere arter som er gode svømmere. Disse kan ta i bruk oversvømmede områder eller overleve i bestemte områder, i motsetning til steinfluene der de fleste påviste arter har sterkere tilknytning til bunn-sedimentene og derved er mer utsatt for nedslamming.

Eksemplet fra Gaula viser derfor at både erosjon og sedimentasjon har effekt på dominans mellom grupper, og at rekolonisering kan skje raskt dersom det finnes ovenforliggende områder med intakte samfunn.

For ungfisk i Gaula viste tetthetsberegningene at 1995-årsklassen av laks i midtre og nedre deler av Gaula var redusert med 70-90 % i forhold til gjennomsnittlig årsklassestyrke. I øvre deler av Gaula og i sideelven Sokna var 1995-årsklassen normal eller sterkere enn normal. Det ble ikke påvist negativ effekt av flommen i 1995 på eldre aldersgrupper av laks og ørret. Årsaken til at flommen i 1995 virket forskjellig på 1995 årsklassen av laks i de ulike delene av elva, og at den virket sterkere på laksyngel enn på ørretyngel, er sannsynligvis større dødelighet av laksungene på grunn av betydelig sedimentasjon i etterkant av flomtoppen. Beregninger tyder på at laksyngelen på dette tidspunktet fortsatt lå nede i grusen, og at sedimentasjonen forårsaket økt dødelighet på dette stadium. Dette betyr at flommens effekt kan være avhengig av det nøyaktige tidspunktet for flomtoppen, noe som ser ut til å bekreftes av at en like stor flom i 1997, som inntraff 1-2 uker senere enn den i 1995, ikke ga samme rekrutteringssvikt.

For ungfisk i Saltdalselva foreligger lange dataserier som er brukt for å belyse sammenhengen mellom tetthet av laks- og ørretunger og årlige vannføringer, og også relatere ekstreme flommer til antall ungfisk. Det var betydelig variasjon i styrken på de enkelte årsklasser av både laks og ørret og dette kunne relateres til vannføringen i klekkeåret. Det ble funnet signifikant negativ sammenheng mellom den høyeste daglige vannføringen som ble registrert under vårflommen i det året eggene klekket, og styrken på de enkelte årsklassene både for laks og ørret. Dette innebærer at det er betydelig større dødelighet av årsyngel både av laks og ørret i år med høy vårflom sammenliknet med år med lav vårflom. Denne økte dødeligheten forekom ikke bare i år med ekstrem flom, men var jevnt økende med økende flomvannføring. Det ble imidlertid ikke påvist endret tetthet av laks- eller ørretunger som var ett år eller eldre som følge av store vårflommer.

Undersøkelsene i både Gaula og Saltdalselva konkluderer derfor med at størrelsen på vårflommen har svært stor betydning for overlevelsen til årsyngel både av laks og ørret, mens eldre fisk ikke blir påvirket direkte.

Langtidsvirkningene inntreffer som en konsekvens av de fysiske endringene i vassdraget og den biologiske korttidsvirkningen. Langtidsvirkningen inkluderer kompliserte biologiske prosesser som forhold mellom sterke og svake årsklasser, endringer i næringskjeder, og hvordan biologiske samfunn endrer seg over tid (suksesjoner).

Det mest generelle mønsteret for reetablering av biologiske samfunn etter flom er knyttet til suksesjoner og suksesjonsforløp. Dette er systemøkologiske prosesser der biologiske samfunn (over tid) igjen kommer i likevekt med de fysiske forholdene. Dette fører til at andre arter eller grupper av arter vil kunne dominere i en mer eller mindre lang periode etter flomepisoden, fra noen måneder for bunndyr til mange år for vannvegetasjon og fisk. Selve variasjonen i vannføring sammen med de sekundære hydrologiske forhold som følger vannføringen er trolig den viktigste strukturerende faktor for akvatiske organismer på flere biologiske nivå; populasjon, biologisk samfunn og økosystem, fordi det er en sammenheng mellom variasjon i vannføring og vassdragets habitatvariasjon og derfor også med biologisk mangfold.

Flom vil favorisere arter som raskt kan respondere på nye forhold, og raskt profitere på forhold med økt ressurstilgang (r-selektert livsyklusstrategi). Dette er en generelt prinsipp. Forekomst av ulike suksesjonsstadier og innslag av arter med r-selektert livssyklus reflekterer skiftende forhold. Dette inkluderer også flommer. Fysisk miljøvariasjon er videre relatert til biologisk mangfold, fordi fysisk miljøvariasjon er med på å skape større habitatvariasjon. Men det er ingen enkel sammenheng mellom fysisk miljøvariasjon (her: flom/vannføring) og biologisk mangfold. Flomfrekvens, flomstørrelse og vassdragets utforming vil her på hver sin måte influere på artsammensetning og dominans i de biologiske samfunn. Tydeligst er dette for vannvegetasjon, der kontrollerte flommer kan forårsake at plantebestandene aldri

"rekker" å komme i likevekt med de fysiske forholdene. Men generelt vil de vassdrag som stadig blir utsatt for flom ha større innslag av arter med r-selektert livssyklus og ha større andel av de biologiske samfunn i tidlige suksesjonsstadier.

Menneskeskapte lokke- og spyleflommer

For biologiske samfunn er selve tidspunktet for vannføringsøkningen viktig, fordi biologiske samfunn forventes å vise tilpasninger til regulære hendelser (f. eks. vårflommer), og i mindre grad irregulære hendelser. Ulike typer kunstige flommer slippes imidlertid ofte i regulerte elver, enten som lokkeflom for å få fisk opp eller som spyleflom for å renske elva for uønsket begroing av alger og mose, eller fjerne/fortynne forurensning. Påslipp av lokkevannføringer medfører også hurtige økninger og endringer i vannføring. Lokkeflommer slippes fordi vannføring og temperatur er funnet å være de viktigste faktorer for fiskeoppgang på elv (Alabaster 1970). I regulerte elver med ulike størrelser på pålagt minstevannføring, for eksempel lav regulert minstevannføring om vinteren og høy sommervannføring, skjer overgangen fra lav til høy vannføring ofte hurtig.

I Suldalslågen i Rogaland gjøres det forsøk med ulike typer av flommer før det fattes et endelig reglementet for manøvrering. Flommene skal ivareta noe av effekten med flommer, og både vårflom og høstflom inngår i forsøkene. I relasjon til sedimentering og begroing er slike flommer ekstremt viktig. Omfang, tidspunkt og varighet er her sentrale problemstillinger.

De menneskeskapte flommene er, uansett hvor godt de er tilpasset naturlige forhold, irregulære hendelser i elver, og den effekten de ulike typer av slik flom har på bunndyr og fiskeunger er mindre kjent. Effekt av hurtige endringer i vannstand på akvatiske organismer er ikke godt dokumentert, selv om flere studier har funnet konsekvenser på økosystemet i elv (Hunter, 1992). Økning i vannføring fører ofte til økt driv av bunndyr og fisk, mens en av de mest åpenbare konsekvensene av hurtige reduksjoner i vannføring, for eksempel etter at det er sluppet en spyleflom, er tørrlegging av elvebunn, med påfølgende stranding av organismer.

Driv er et viktig naturlig fenomen i rennende vann, og for bunndyr er dette den viktigste måte å kolonisere nye områder på (Brittain og Eikeland 1988). Under flom oppstår driv enten ved at dyr tilfeldig mister festet i substratet. Kortvarige fluktasjoner i vannføring, knyttet til spyle- og/eller lokkeflommer øker faren for at organismer vil drive i vannmassene (Anderson og Lehmkuhl 1968, Minshall og Winger 1968, Saltveit *et al.* 1995). Denne driften er sterk korrelert med vannføring og antall drivende organismer kan øke både ved økende og avtakende vannføring. Døgnfluer, steinfluer og en rekke vårfluearter påvirkes. Det er kjent at drivet av bunndyr øker sterkt når vannføring og strømhastighet øker etter å ha vært stabil i lengre tid (Irvine 1985), mens påfølgende økninger synes å ha liten effekt på tettheten av driv (Irvine 1985, Perry og Perry 1986). Den første sterke økningen i driv skyldes hovedsakelig økt erosjon på substratet eller fordi deler av vegetasjon som dyr sitter på vaskes ut.

Fisk forflytter seg også ved økninger i vannføring. Hvordan forflytningen skjer og konsekvensene er imidlertid ofte motstridende, noe som kan skyldes at mye informasjon foreligger fra eksperimentelle studier i renner eller små bekker. De viktigste faktorene for drift av fiskeunger er vannhastighet, temperatur, alder og fiskens kondisjon. Det er dokumentert forflytninger både oppstrøms og nedstrøms ved økning i vannhastighet. For ørret var det en positiv bevegelse mot strømmen med økning i vannhastighet, mens det motsatte var tilfelle for yngel av laks. Elliott (1987) fant at yngel i dårlig kondisjon og nylig klekket yngel drev lengst. Mer fisk vandret nedstrøms ved lavere vannhastighet ved lav temperatur, og nyklekket yngel synes å forflytte seg passivt i hovedsak om natta. I Suldalslågen ble det dokumentert at høy vannføring om våren var uheldig for nyklekket yngel, da disse ble funnet i driv som følge av økningen i vannføring. Imidlertid kan dette være et naturlig fenomen, så sant en vårflom kommer på det tidspunkt yngel klekker og kommer opp av grusen.

Stranding kan forårsake høy dødelighet hos ørret- og laksunger. I Nidelva har hurtige og ofte forekommende reduksjoner i vannføring ved stenging av kraftverket gitt stranding (Hvidsten 1985, Arnekleiv *et al.* 1994). Strandet død fisk er også observert i

den tørrlagte strandsonen i andre norske regulerte elver (Saltveit 1990, 1996, Forseth *et al.* 1996). Stranding kan reduseres ved å bruke mer tid på stenging av kraftverk, og det er beregnet at senkningshastigheter lavere enn 0,22 cm/min kan bidra til å redusere stranding ved at fisk gis mulighet til å forflytte seg. Imidlertid vil denne hastigheten variere avhengig av art, størrelse, skjul mulighetene på oppvekstlokalitetene til laksefisk og oppvekstområdets utforming (Saltveit *et al.* 2001).

KONKLUSJON

I den siste ti årsperioden har Akerselva hatt en middelvannføring høyere enn den pålagte minstevannføringen, og elva har hatt markerte vår og høstflommer. Enkelte år har disse flommene vært betydelige. Elva bærer heller ikke preg av å være særlig forurenset og det foregår naturlig reproduksjon av laksefisk. Et *generelt* behov for slipping av spyleflom for å "renske" elva synes derfor ikke å være tilstede.

I Akerselva er det dokumentert at stabilt lave vannføringer over lengre tid forverrer forholdene for fisk og bunndyr, og kan føre til fiskedød. Dette skjedde i 1996 da vannføringen i en lengre periode var lavere enn minstevannføringen. Slike forhold øker betydningen av diffuse utslipp, gir sedimentasjon og økt begroing. Det må derfor ikke tillates vannføringer lavere enn den pålagte minstevannføring.

Erfaring fra de akutte utslippene som har skjedd tidligere er at de oppdages ved at det observeres død fisk i elva. Utslipet som vanligvis er av kort varighet (timer), har da allerede forårsaket skaden, og selve stoffet som er giftig er transportert nedover elva og ut i sjøen. Når skaden er oppdaget vil det være for sent å øke vannføringen for å fortynne utslippet og redusere skaden. Erfaringer fra tidligere episoder viser

dessuten at sporing av kilde for utslipp krever konstante forhold. Etter at kilden er lokalisert vurderes tiltak i hvert enkelt tilfelle.

LITTERATUR

- Alabaster, J.S. 1970. River flow and upstream movement and catch of migratory salmonids. *J.Fish.Biol.* 2: 1-13.
- Anderson, N.H. og Lehmkuhl, D.M. 1968. Catastrophic drift of insects in a woodland stream. *Ecology* 49, 198-206.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. og Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.*
- Borgstrøm, R. og Saltveit, S.J. 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken - Hoffselva og Mærradalsbekken. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 38, 53 s.*
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1984. Akerselva. Resultater fra befarings- og elektrofiske utført i januar 1984. *Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 1/84, 8 s.*
- Brabrand, Å.; Brittain, J.E.; Sand, K.; Aass, P.; Halvorsen, G.; Hindar, K.; Jensen, A.; Johnsen, B.O.; Arnekleiv, J.V.; Dolmen, D.; Rørslett, B.; L'abee-Lund, J.H. 1999. Virkning av flom på vannlevende organismer. -- Brabrand, Å. (ed.): Hydra-rapportserie. Norges vassdrags- og energiverk (NVE). Mi02 :98
- Bremnes, T. 2001. Effekter på bunndyr og fisk i Akerselva etter et utslipp av diesel i Akerselva ved Lilleborg i januar 2001. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 204, 11 s.*
- Bremnes, T. og Saltveit, S.J. 1993a. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XII. Bunndyr og fisk i Akerselva 1989 og 1990. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 138, 58 s.*
- Bremnes, T. og Saltveit, S.J. 1998. Årsaker til reproduksjonssvikt hos laks i Akerselva våren 1997. *Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo, Notat nr.2, 13 s*
- Brittain, J.E. og Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift- A review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 77, 33 s.*
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1986b. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Fiskedød i Akerselva: Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 92, 18 s.*
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1987. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Lokalisering av kilde for fiskedød i Akerselva, desember 1986. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 94, 16 s.*
- Brittain, J.E. and Saltveit, S.J. 1988. A fish-kill in the river, Akerselva, Oslo, Norway: The use of benthos and fish to trace the source of pollution. *Fauna norv. Ser. A9: 37-42.*
- Elliott, J.M. 1987. The distance travelled by down-stream moving trout fry, *Salmo trutta*, in a Lake District stream. *Freshwater Biology* 17: 491-499.
- Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. og Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: Betydning for laksebestanden. *NINA Oppdragsmelding 392: 1-26.*
- Hunter, M. A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by rapidly fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711-718.
- Irvine, J.R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Can. J.Fish.Aquat.Sci.* 42: 1922-1927.

- Lien, L. og Bækken, T. 1997. Miljøkonsekvenser for bunndyr og fisk ved midlertidig nedtapping under LRV av drikkevannsmagasinerne Gjerdingen, Hakkloa og Helgeren i Oslo. NIVA- Rapport LNR 3609-97.
- Lien, L. og Bækken, T. 1998. Miljøkonsekvenser ved midlertidig reduksjon av minstevannføring og utslipp av forurensninger i Akerselva, Oslo. Rapport II. NIVA- Rapport LNR 3800-98, 30 s.
- Margalef, R. 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Int.Revue ges.Hydrobiol. Hydrogr.* 45: 133-153.
- Minshall, G.W. og Winger, P.V. 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. *Ecology* 49, 580-582.
- Perry, S.A. og Perry, W.B. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flahead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134: 171-182.
- Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1988. Utslipp av syre fra Idun fabrikker - en vurdering av virkning på bunndyr og fisk. *Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 1/88*, 7 s.
- Saltveit, S.J. 1996. Skjønn Ulla Førre. Fiskeribiologisk uttalelse begroing og ungfisk. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 162, 48 s.
- Saltveit, S.J. , Bremnes, T. og Lindaas, O.R. 1995. Effect of sudden increase in discharge in a large river on newly emerged Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) fry. *Ecology of Freshwater Fish*, 4: 168-174.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. og Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers* 17: 609-622