

Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver	Løpenr. (for bestilling) 6792-2015	Dato 29.05.2015
	Prosjektnr. Undernr. 14269	Sider Pris 68
Forfatter(e) Tor Erik Eriksen, Markus Lindholm, Maia Kile Røst, Anne Lyche Solheim, Nikolai Friberg	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område VO Øyeren	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) VO Øyeren	Oppdragsreferanse Kristian Moseby
-------------------------------	--------------------------------------

Sammendrag

Denne rapporten vurderer hvorvidt de to biologiske indeksene ASPT for bunnfauna og PIT for begroingsalger kan brukes til å tilstandsklassifisere leirvassdrag i henhold til Vannforskriften. Vi gjør dette ved å analysere indeksene i forhold til fysiske og vannkjemiske karakteristika i leirvassdrag, og sammenholder trender med andre vassdrag. Viktige konklusjoner er at begge indeksene har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag. Det er likevel flere forhold i leirvassdrag som må vurderes før disse indeksene brukes til tilstandsklassifisering her. PIT viser generelt best dose-responsammenheng ved lave fosforkonsentrasjoner (Total fosfor < 25 µg P/l), men leirpåvirkede vassdrag har vanligvis bakgrunns-konsentrasjoner over dette. Referanseverdien og klassegrensene som gjelder for PIT indeksen i ordinære vassdrag kan derfor ikke benyttes for leirvassdrag. PIT indeksen responderte best på totalt reaktivt fosfat (TRP, ufiltrert fosfat/ortofosfat). Vi konkluderer derfor med at TRP er best egnet som mål for biotilgjengelig fosfor i leirvassdrag. Det antas at bakgrunns-konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff er like lav i leirvassdrag som i andre vassdrag. ASPT indeksen bør derfor i prinsippet kunne brukes også i leirvassdrag med dagens klassegrenser, men kun dersom egnet substrat finnes. Rapporten kommer med anbefalinger i forhold til vannkjemiske parametervalg i leirpåvirkede vassdrag.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Leirvassdrag	1. Clayish rivers
2. Kvalitetselementer	2. Quality elements
3. Tilstandsklassifisering	3. Status assessment
4. Vannforskriften	4. Water Framework Directive

Tor Erik Eriksen
Prosjektleder

Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver

Forord

Denne utredningen drøfter sentrale problemer knyttet til tilstands-klassifisering av leirpåvirkede vassdrag. Leirvassdrag antas å gi avvikende forhold for biota, grunnet fysisk stress fra partikler, økt turbiditet som gir redusert lys på bunnen, ustabil bunnsbunnsstruktur for bunnlevende organismer, og forhøyete konsentrasjoner for fosfor. Dette leder til to spørsmål, som står sentralt i analysene som foretas i denne rapporten:

1. Kan de to biologiske indeksene PIT (påvekstlger) og ASPT (bunnfauna) anvendes til å vurdere økologisk tilstand også i leirpåvirkede vassdrag?
2. Hvilke vannkjemiske parametere bør brukes til å overvåke leirpåvirkede vassdrag?

Utredningen er basert på overvåkingsdata for vannkemi, bunndyr og påvekstlger fra følgende vannområder: VO Øyeren, VO Glomma sør for Øyeren, VO Leira - Nitelva, VO Haldenvassdraget, VO Morsa, VO Hurdalsvassdraget/Vorma, VO Indre Oslofjord vest og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget, i perioden 2008-2014. Det ble også samlet inn et nytt datamateriale fra VO Øyeren i forbindelse med prosjektet. Oppdragsgiver har vært VO Øyeren. Prosjektet er finansiert med midler fra Miljødirektoratet, Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Fylkesmannen i Østfold, Østfold Fylkeskommune og VO Øyeren. Prosjektets eksterne styringsgruppe har bestått av Terje Wivestad og Kristian Moseby.

Vannkjemiske analyser er analysert hos NIVAs laboratorium i Oslo og Eurofins. Maia Røst Kile har samlet inn og vurdert materiale av påvekstlger. Undertegnede har samlet inn og vurdert prøver av bunnfauna samt gjort habitatregistreringer for beregning av fysisk stress. Kristian Moseby og Håkon Borch har gjort beregninger av leirdekningsgraden i nedbørfeltet oppstrøms stasjonene i datasettet. Markus Lindholm, Anne Lyche Solheim, Nikolai Friberg, Maia Kile Røst og Susanne Schneider har alle bidratt i rapporten, og Karl Jan Aanes har kvalitetssikret arbeidet.

I løpet av prosjektperioden har vi fått innspill fra en rekke eksterne bidragsytere: Martyn Kelly (Bowburn Consultancy), Chris Extence (Environment Agency UK), Leonard Sandin (Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)), Maria Kahlert (SLU), Daniel Hering (University of Duisburg-Essen), Julia Foerster (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz), Håkon Borch (Bioforsk), Jim Bogen (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)), Jukka Aroviita (Finnish Environment Institute (SYKE)).

Alle takkes for et godt samarbeid.

Oslo, 29. mai 2015

Tor Erik Eriksen

Tor Erik Eriksen

Innhold

	1
Sammendrag	6
1. Bakgrunn	9
1.1 Leirvassdrag	9
1.2 Fosfor i leirvassdrag	10
1.3 Mulige effekter av leire på biota	11
1.4 Nordiske land - erfaringer og eksempler	12
DEL 1- Gjennomgang av eksisterende datagrunnlag	15
2. Metoder og datagrunnlag	15
3. Resultater og diskusjon	17
3.1 Sammenheng mellom leirdekningsgrad og vannkjemiske variabler	17
3.2 Dose-respons sammenhenger for biologi og fysisk-kjemiske data	19
3.2.1 ASPT	20
3.2.2 PIT	21
3.3 Sammenhenger mellom PIT og ASPT i leirpåvirkede vassdrag	22
3.4 Vurdering av klassegrenser for ASPT	24
3.5 Vurdering av klassegrenser for PIT	25
3.6 TotP, TRP (PO ₄ -P _{im}) og LRP (PO ₄ -P _m)	26
4. Konklusjoner og anbefalinger	28
DEL 2 - Biologisk overvåking i leirpåvirkede vassdrag og erfaringer fra Smalelva	30
5. Metoder og datagrunnlag	30
6. Resultater og diskusjon	32
6.1 Økologisk tilstand	32
6.2 Stress fra diffus sedimentasjon, turbiditet og lys	33
6.3 Substrat	34
6.4 Akutt sedimentasjon og fysisk stress	35
6.5 Plantevernmidler	36
6.6 Utbedring av vannkvalitet tar tid	37
6.7 Ulike tilnærminger til biologisk overvåking i Europa	37

7. Veien videre	39
8. Referanser	40
Vedlegg A. Resultater fra statistiske analyser	43
Vedlegg B. Resultater fra Smalelvstudien	45
Vedlegg C. Stasjonsbeskrivelser av undersøkte stasjoner i Smalelva-vassdraget høsten 2014	49
Vedlegg D. Dansk fysisk indeks Smalelva	57
Vedlegg E. Beregnet leirprosent	65

Sammendrag

Denne rapporten drøfter sentrale problemer knyttet til tilstandsklassifisering av leirpåvirkede vassdrag. Leirvassdrag antas å gi avvikende leveforhold for biota, grunnet fysisk stress fra partikler, høy turbiditet og redusert lys på bunnen, ustabil bunnsubstrat for bunnlevende organismer, og forhøyete konsentrasjoner av fosfor. Det leder til to spørsmål, som har vært retningsgivende for analysene i denne rapporten:

1. Kan de to biologiske indeksene PIT (påvekstalger) og ASPT (bunnfauna) anvendes til å vurdere økologisk tilstand også i leirpåvirkede vassdrag?
2. Hvilke vannkjemiske parametere bør brukes til å overvåke leirpåvirkede vassdrag?

For å oppnå bedre vannkvalitet i disse vassdragene med hensyn på eutrofiering trenger man et pålitelig system for å kartlegge fosforbelastningen. Leire har egenskaper som gjør at den både kan mobilisere og binde mye fosfor. Vassdrag med høy suspensjon av leirpartikler ventes derfor å ha naturlig høyt innhold av fosfor. Mye av dette ventes å være mineralsk bundet og dermed lite biotilgjengelig. Men leirpartikler kan vekselvis både binde og frigjøre fosforfraksjoner, noe som har utløst diskusjoner om hvilke av disse fraksjonene som har størst relevans i overvåkingsøyemed og dermed bør overvåkes. Etter vannforskriften har det vært anslått en naturtilstand og et miljømål for fosforkonsentrasjonene for leirvassdrag med henholdsvis 20, 30 og 40 % grad av leirdekning i nedbørsfeltet. Ved leirdekningsgrader høyere enn dette er miljømålene så langt ikke fastlagt.

Rapporten innleder med en gjennomgang av viktige egenskaper ved leirvassdrag, og hvordan disse påvirker samfunn av dyr og planter (biota). Deretter drøftes ulike tilstander av fosfor, hvordan de måles, og hvordan de vekselvirker med leire og med de biologiske kvalitetselementene. Vi tar så for oss hvilke erfaringer som er gjort i forhold til miljøovervåking i leirpåvirkede vassdrag i Nord-Europa. Med dette som bakgrunn analyserer vi tilgjengelige overvåkingsdata fra leirpåvirkede vassdrag på Østlandet. Vi går så inn på et feltstudium (case study) fra et sterkt leirpåvirket nedbørsfelt hvor det er tatt åtte parallelle prøver av bunnfaunaen og påvekstalger. Disse resultatene vurderes både i forhold til hverandre og med hensyn til fysisk og kjemisk stress. De endelige konklusjonene er dermed forankret i 1. en oppdatert kunnskapsstatus; 2. analyser av tilgjengelige data, og 3. et case study. Følgende konklusjoner og anbefalinger er gitt:

1. Prosjektets oppdrag har dels vært å avklare hvorvidt de to biologiske indeksene ASPT for bunnfauna og PIT for begroingsalger kan brukes til å tilstandsklassifisere leirvassdrag. Vi har gjort dette ved å analysere indeksene i forhold til en rekke fysiske og vannkjemiske karakteristika i disse vassdragene sammenlignet med andre vassdrag. Viktige konklusjoner fra dette arbeidet er at begge indeksene har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag. Det er likevel flere forhold i leirvassdrag som må tas vurderes før disse indeksene brukes til tilstandsklassifisering i leirvassdrag:
 2. PIT viser best dose-responssammenheng ved lave fosfornivåer (Total fosfor < 25 µg P/l), men i leirpåvirkede vassdrag ventes de naturlige bakgrunns-konsentrasjonene å være høyere enn dette. Referanseverdien og klassegrensene som gjelder for PIT indeksen i andre vassdrag kan derfor ikke benyttes for leirvassdrag. PIT indeksen responderte best på totalt reaktivt fosfat (TRP, ufiltrert fosfat/ortofosfat). Vi konkluderer derfor med at TRP er best egnet som mål for biotilgjengelig fosfor i leirvassdrag. Nye klassegrenser for PIT bør fastsettes i forhold til dose-respons mot TRP så snart data fra flere upåvirkede leirvassdrag foreligger.
 3. Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å kunne gi en anbefaling om TRP i leirpåvirkede vassdrag bør analyseres som ortofosfat eller fosfat (to ulike analysemetoder). For å svare på dette bør man i det videre arbeidet ta prøver av påvekstalger fra leirpåvirkede elvestasjoner og analysere vannprøver fra samme stasjoner parallelt for både fosfat og ortofosfat.
-

4. ASPT responderer primært på organisk belastning og ikke eutrofiering direkte. Det antas at bakgrunns-konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff er like lav i leirvassdrag som i andre vassdrag. ASPT indeksen bør derfor brukes også i leirvassdrag med dagens klassegrenser, men kun dersom egnet substrat finnes. Da bløtt leirsubstrat kan inneholde mindre oksygen enn hurtigrennende strykpartier med stein- og/eller grussubstrat ved samme organiske belastning, må indeksen kun baseres på prøver tatt fra hurtigrennende strykpartier med stein- og/eller grussubstrat. For bløtt leirsubstrat finnes det ikke tilstrekkelig med data til å vurdere ASPTs egnethet. Om det ikke finnes egnede stasjoner med stein- og/eller grussubstrat kan ikke ASPT-indeksen anvendes med gjeldende klassegrenser.

5. Både konsentrasjon og variasjon i totP økte med leirdekningsgrad, men datasettet tillater ikke å avgjøre det relative bidraget fra antropogene og naturlige kilder. Både vannkjemiske og biologiske data fra påvirkede leirvassdrag må derfor skaffes til veie for bl.a. å kunne revidere klassegrensene for PIT.

6. Data på STS og SGR er nødvendig for å identifisere leirpåvirkning. STS-SGR-bildet kan variere over tid, som følge av varierende nedbørmønster og endret bruk av nedbørfeltet (f.eks. høst, veibygging med mer). Det anbefales derfor å bruke STS-SGR-data samlet over minimum tre år til vurderingen av hvorvidt et vassdrag må anses som et leirvassdrag i henhold til klassifiseringsveilederen. Prøver tatt under flom må ekskluderes fra beregningene.

7. Når det skal beregnes leirdekningsgrad, bør dette gjøres for nedbørfeltet til prøvestasjonen og ikke etter REGINE-metoden (som kan omfatte hele bekkefelt), som beskrevet i kapittel 2 – Metoder. Leirdekningsgrad ser ut til å være en noe variabel prokxy på leirpåvirkning, selv når den beregnes spesifikt for stasjonsnedbørfelt (og ikke REGINE). Det er dermed vanskelig å avgjøre om et vassdrag er leirpåvirket ved kun å se på leirdekningsgraden i nedbørfeltet.

8. Vannplanter kan være et alternativ til bunnfauna og begroingsalger for tilstandsklassifisering av elvekulper og stillestående vann, dersom sedimentasjonsraten er moderat.

9. Man bør fortsette å måle totP i sterkt leirpåvirkede vassdrag både med hensyn til forurensingsregnskap og vurdering av miljøtilstand, inntil det foreligger ny kunnskap om referansetilstanden for totP og TRP.

10. Vi anbefaler følgende kvalitetselementer/parametere brukes til tiltaksrettet overvåking for tilstandsklassifisering og vurdering av påvirkninger/kilderegnskap i leirvassdrag, samt for transport til vannforekomster nedstrøms.

Biologiske kvalitetselementer:

Bunnfauna (kun dersom strykpartier med stein/grus-substrat finnes)

Begroingsalger (nødvendig for revurdering av klassegrenser i leirvassdrag)

Vannplanter (dersom kun bløtt substrat finnes og sedimentasjonsraten er moderat)

Fysiske-kjemiske støtteparametere:

STS (nødvendig for fastsetting av vanntype, leirvassdrag eller ikke)

SGR (nødvendig for fastsetting av vanntype, leirvassdrag eller ikke)

Total fosfor (totP) (eutrofieringspåvirkning, brukes til tilstandsklassifisering etter fjerning av flomprøver. Brukes også til beregning av transport til nedstrøms vannforekomster, men da må prøver tatt under flom også inkluderes)

Fosfat/ortofosfat, ufiltrert (TRP) (eutrofieringspåvirkning, beste prokxy for biotilgjengelig fosfor, nødvendig for å kunne revurdere klassegrenser for PIT-indeksen).

Fosfat/ortofosfat, filtrert (LRP) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

Total nitrogen (totN) (eutrofieringspåvirkning brukes kun til tilstandsklassifisering dersom nitrogenbegrensning kan antas, brukes dessuten til transport til nedstrøms vannforekomster, nitrogen er særlig relevant i kystvann)

Nitrat (NO₃-) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra landbruksavrenning, transport til nedstrøms vannforekomster, nitrogen er særlig relevant i kystvann)

Ammonium (NH₄-N⁺) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF) (organisk belastning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

***Escherichia coli* (*E. coli*)** (fekal forurensing - prokxy for kloakkpåvirkning)

1. Bakgrunn

1.1 Leirvassdrag

Intensivering av landbruket har endret landskapsstrukturene i Europa og Norge de siste hundre årene. Utvidelse av dyrket mark har ført til homogenisering av arealer på bekostning av skogsdekte områder, grønne lommer og kantsonene langs elvebredder. Dette har medført en økt transport av løsmasser fra nedbørsfeltet til vassdragene (Stevens & Cummins, 1999), og med partiklene følger ofte flere ulike typer forurensing (Owens *et al.*, 2007; Owens *et al.*, 2001).

Vassdrag med større innslag av leire (mineralpartikler $< 2 \mu\text{m}$) og silt ($2\text{-}60 \mu\text{m}$) utgjør en spesiell utfordring for implementeringen av EUs Vanddirektiv. Leira ble dannet på slutten av siste istid, og akkumulerte til tykke sedimenter langs isranden som strakte seg i vest-østlig retning gjennom Sør-Norge, Sverige og innover i det sørlige Finland. Denne typen leire («blåleire», marin leire) er altså ikke vanlig i europeisk målestokk. Vassdragene som skjærer gjennom sedimentene ligger som regel i kulturlandskap som har vært preget av menneskelige aktiviteter i hundrevis av år, der det er vanskelig å rekonstruere den opprinnelige økologien. Fordi leire inneholder mer fosfor enn annet substrat, men samtidig altså er kulturpåvirket, har det vært uklart hvilke vannkjemiske miljømål som bør settes i slike vannforekomster. Høyt erosjonsstress gir høy turbiditet og noen ganger nedslamming av substratet, som også antas å påvirke biota. Man vet likevel lite konkret om hvordan slikt påvirker indikatororganismene for de ulike kvalitetsenelementene. I Norge finnes store leiravsetninger særlig på Romerike, omkring Øyeren, i deler av Østfold, og langs Trondheimsfjorden. Rennende vann graver lett i leira, og lager nettverk av små og store ravinedaler, og leder mye leire til de større vassdragene. Ofte vil innholdet av suspendert stoff svinge mye, avhengig av aktivitetene i nedbørsfeltet, men også av vannføring og nedbør, med ekstremverdier når erosjon under og etter nedbør forsterker utrasing og raviner (Bogen & Berg, 1994; Berge & Källqvist, 1990; Berge & Källqvist, 1998). Bogen *et al.* (1994) fant at leirtilførslene til Svellet og Øyeren fra Leiravassdraget var 73 000 tonn årlig. De viktigste naturlige kildene var små ravinedaler i den øvre periferien av nedbørsfeltet, der enkelte ustabile raviner bidro med mer enn 5000 tonn leire årlig til elva. De fant videre at 45 % av leira i vassdraget skyldtes landbruk og menneskelige aktiviteter, mens resten skyldtes naturlige prosesser.

Leirpartiklene skaper forhold i vassdragene som både fysisk og kjemisk avviker fra den typologien som er lagt til grunn for Vanddirektivet i Norge. Som en konsekvens av dette satte Lyche Solheim *et al.* (2008) opp et foreløpig rammeverk for definisjon av «leirvassdrag», og foreslo tilpassete vannkjemiske miljømål ved ulike grader av leirpåvirkning. De definerte leirvassdrag som elver med et partikkelinnhold $> 10 \text{ mg STS/L}$ (middelkonsentrasjon ved normalvannføring, etter fjerning av ekstremverdier), der maks 20 % forsvinner ved oppvarming til $550 \text{ }^\circ\text{C}$ (definert som gløderest, SGR, som altså utgjør den uorganiske andelen av STS). De estimerte naturtilstand og miljømål for total fosfor, basert på modeller som tok hensyn til bakgrunnsavrenning i vassdrag uten leire, dekningsgraden av leirsedimenter i det aktuelle nedbørsfeltet, og stigningstallet for en empirisk basert regresjonslinje. Fordi usikkerheten økte ved høyere andeler av leire i nedbørsfeltet ble naturtilstand og miljømål for fosfor bare foreslått for vassdrag med moderat leirpåvirkning: vassdrag med maksimalt 40 % leirdekning i nedbørsfeltet. Forklaringsstyrken var ikke spesielt høy, noe som del skyldes usikkerhet om betydningen av de ulike tilstandene av fosfor, og dels begrenset data-tilfang. En tentativ leirdekningsgrads-avhengig naturtilstand for totP ble likevel foreslått i rapporten. Kriteriene for bruk av biologiske kvalitetslementer i slike vassdrag ble ikke vurdert, og det har hersket usikkerhet om hvorvidt biologiske indekser, fortrinnsvis de som er basert på påvekstlanger eller bunndyrsamfunnets sammensetning, uten videre kan anvendes også i leirvassdrag, se for eksempel Lindholm, Haaland & Gjemlestad (2011).

Heller ikke ellers i Europa er det noen enhetlig oppfatning av hvorvidt biologiske indikatorer kan brukes i slike vassdrag. SedNet er det internasjonale nettverket som innen rammene av Vanddirektivet analyserer effekter av suspendert stoff i elver, og hvordan dette påvirker miljøtilstanden i vannforekomster

(<http://www.sednet.org/>). Mange av vassdragene på kontinentet har episodisk et høyt innhold av leirpartikler. Ofte er også elveløpet endret for å samle opp / holde tilbake sedimenter og derved redusere transportmengdene. Det finnes ingen enhetlig typologi for leirvassdrag innen rammene av VD, og SedNet vurderer de lokale ulikhetene som for store til at noe enhetlig system er innen rekkevidde.

1.2 Fosfor i leirvassdrag

Leirmineralene fra marine løsmasser består av forvittringsprodukter etter feltspat, glimmer og andre mineraler. Stort sett er leirmineraler aluminiumsilikater, men fosfor inngår også ofte i krystallgitteret. Økt innhold av leire i vannmassene vil derfor korrelere med økte konsentrasjoner av totP. En del av dette vil imidlertid være mineralisk bundet og uten betydning for økologiske prosesser og for biota. Berge & Källquist (1990; 1998) gjennomførte forsøk for å kvantifisere algeproduksjonen ved ulike tilførsler av fosfor- og leirholdig materiale (avrenning fra jordbruksarealer, høstflom-avrenning fra jorder med fersk naturgjødsel, uforvitret leire fra breslam, rensed og urensed kloakk osv), for å kvantifisere andelen av totP som var biotilgjengelig. De fant at 24 % av det fosforet som stammet fra korndyrkingsarealer var biotilgjengelig i rennende vann (i innsjøer er forholdene noe annerledes grunnet sedimentering av leirpartikler). I uforvitret breslam var bare 13 % av totP biotilgjengelig. I to innsjøer (en eutrof og en oligotrof) var riktignok avrenning fra jordbruk den største antropogene kilden for totP, men den biotilgjengelige fraksjonen av dette var alltid under 20 %, og ofte betydelig lavere. Hovedkilden til biotilgjengelig fosfor var i begge disse innsjøene spredt avløp (Berge & Källqvist, 1990; Ødegaard *et al.*, 2012), som bidro med dobbelt så mye biotilgjengelig fosfor som avrenning fra landbruk. En lignende studie (Ekholm & Krogerus, 2003) fant 2 til 3 ganger så mye biotilgjengelig fosfor i avløpsvann som i avrenning fra landbruk. Disse observasjonene tyder slik på at avrenning av fosfor fra dyrket mark ikke er den viktigste kilden til eutrofiering i leirvassdrag, på tross av at landbruk bidrar med betydelig partikkelavrenning, slik også Bogen *et al.* (1994) har dokumentert.

Leirpartiklene har blitt kjemisk og fysisk modifisert i løpet av de 10 000 årene som har gått siden iskapen eroderte dem vekk fra grunnfjellet. Det som opprinnelig var partikler av feltspat og glimmer er forvitret og har fått andre fysiske og kjemiske egenskaper. Det meste er omdannet til leirmineralene vermiculitt eller smectitt, som består av et stort antall sub-mikroskopiske lameller, som gir forbløffende høyt overflateareal (opptil 800 m²/gram leire). Evnen til å absorbere vann, ioner og kjemiske forbindelser i løsning er betydelig, og leirmineraler er essensielle for all matjord. De kan ad denne vei også temporært binde løste fosforforbindelser fra vannmassene.

Hvor stor andel av totalfosfor som faktisk er biotilgjengelig i vann, og hvordan denne andelen best skal kvantifiseres, har vært en tilbakevendende vanskelighet for miljøforvaltningen. Vanskeligheten skyldes dels at løst fosfat (H₂PO₄) temporært bindes til leirpartiklene, men at denne mengden avhenger av konsentrasjonen av løst fosfat i vannmassene, som i sin tur også påvirkes av algeveksten, som på sin side kan foreta «luksus-opptak» når det er overskudd av løst fosfat. Saken kompliseres ytterligere av at alger til en viss grad også klarer å utnytte noe av det partikulære fosforet. Tilgjengeligheten påvirkes også av pH, og noe fosfor er også knyttet til TOC og kan tas opp av bakterier. De faktisk biotilgjengelige fosfatmengdene påvirkes dermed av både fysiske, kjemiske og biologiske variabler i vannmassene, som skifter hurtig straks man henter inn en vannprøve, og ytterligere når denne har blitt lagret eller når den forbehandles for analyse. Ekholm (1998) undersøkte forholdet mellom løst reaktivt fosfat (LRP) og totalt reaktivt fosfat (TRP) i ferske leirvassdrag. Han fant at LRP ga et godt mål for faktisk biotilgjengelig fosfor (80 % av LRP var da biotilgjengelig), og anbefaler at denne parameteren bør inngå i overvåkingen av fosfornivået i leirpåvirkede vassdrag.

Viktige begreper knyttet til fosfor som økologisk faktor er dermed:

Totalfosfor (totP): alt fosfor i en prøve, både partikkelbundet og løst

Totalt reaktivt fosfat (TRP; PO₄-*im*): alt løst fosfat i en vannprøve som ikke har vært membranfiltrert

Løst reaktivt fosfat (LRP; PO₄-*m*): alt løst fosfat i en vannprøve som har vært membranfiltrert

Biotilgjengelig fosfor: andelen fosfor som kan utnyttes av alger. Vanskelig å kvantifisere (men se Uutsialo et al. 2001)

Det hersker en viss uklarhet rundt begrepet totalt reaktivt fosfat (TRP) – altså fosfatmengden i en prøve som ikke er membranfiltrert - fordi det finnes ulike analysemetoder for å bestemme denne fraksjonen. I denne rapporten brukes TRP om både ufiltrert ortofosfat og fosfat, og LRP om filtrert ortofosfat og fosfat. Dette er gjort fordi det forelå lite data for hver enkelt analysemetode og at TRP er et såpass viktig mål for biotilgjengelig av fosfat. Det som skiller ortofosfat fra fosfat er i henhold til Miljødirektoratets terminologi (www.vannmiljo.no):

Ortofosfat (ufiltrert): Løst reaktivt fosfat i ufiltrert prøve. Spektrofotometrisk metode med dannelse av molybdenblått fargekompleks (NS-EN ISO 6878, kap. 4 eller NS-EN ISO 15681-1/15681-2) eller væskrokromatografi (NS-EN ISO 10304-1).

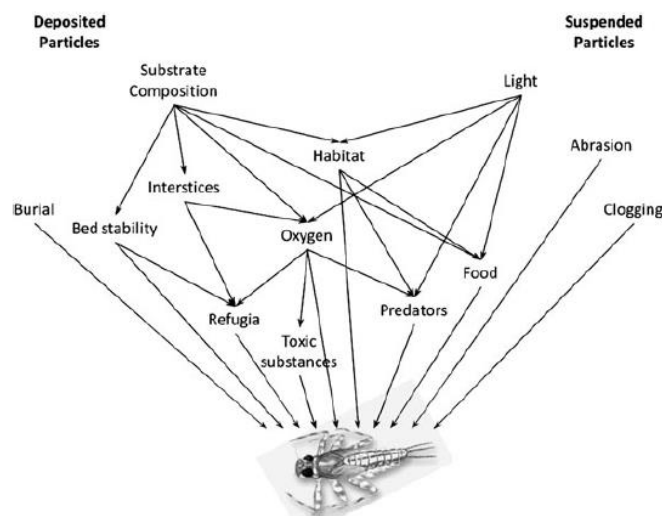
Ortofosfat (filtrert): Løst reaktivt fosfat i filtrert prøve (glassfiberfilter 0,45 µm porestørrelse). Spektrofotometrisk metode med dannelse av molybdenblått fargekompleks (NS-EN ISO 6878, kap. 4 eller NS-EN ISO 15681-1/15681-2) eller væskrokromatografi (NS-EN ISO 10304-1).

Fosfat (ufiltrert): Løst reaktivt fosfat i ufiltrert prøve etter hydrolyse med svovelsyre. Spektrofotometrisk metode med dannelse av molybdenblått fargekompleks (NS-EN ISO 6878, kap. 6).

Fosfat (filtrert): Løst reaktivt fosfat i filtrert prøve (glassfiberfilter 0,45 µm porestørrelse) etter hydrolyse med svovelsyre. Spektrofotometrisk metode med dannelse av molybdenblått fargekompleks (NS-EN ISO 6878, kap. 6).

1.3 Mulige effekter av leire på biota

Bilotta and Brazier (2008) har gitt en oversikt over sannsynlige effekter av leire på livsmiljøet i vann. De mener at ustabile bunnsedimenter gjør at færre arter av påvekstlger og makrofytter er i stand til å etablere seg, og høyt partikkelinnhold kan også forårsake mekanisk slitasje og stress på biofilmer og periphyton (Steinman & McIntire, 1990). Høyt partikkelinnhold over lengre perioder er også antatt å forårsake redusert lys og utskygning for autotrofe organismer, og å kunne hemme veksten hos fastsittende planter. Studier antyder også en sammenheng mellom suspendert stoff og drift hos invertebrater (Dunlop *et al.*, 2008). Det har videre vært spekulert på om leire kan bidra til nivellering av romlige forskjeller og redusere habitatmangfoldet og mulighetene for skjul og for akkumulering av detritus. Trolig kan leirsubstrat gjøre det vanskeligere for bunndyr å bevege seg, fordi underlaget er løst og dyrene lettere vaskes vekk, noe som vil kunne bidra til økt nedstrøms drift (Suren & Jowett, 2001). Graham (1990) viste også at økt innhold av partikler fører til klogging på biofilmer og påvekstlger, og slik til redusert beiteutnyttelse hos mange bunndyr. Filtrerende arter har dårligere vekstforhold når innholdet av suspendert stoff øker, og leirpartikler kan også tette til gjeller og munndeler (Jones *et al.*, 2012), samt slamme ned gyteområder for fisk. Rapportens del 2 viser likevel at man bør være forsiktig med å gjøre slike generaliseringer (fra side 30). I sterkt leirpåvirkede Vestelva ble det eksempelvis registrert mer enn 200 knottlarver (filtrerende organismer) pr. kvadratmeter på en av de undersøkte stasjonene. Dette beviser at filtrerende organismer ikke ekskluderes fra vassdrag med mye oppløste leirpartikler.



Figur 1. Effekter av suspendert stoff på bunndyr i elver (Fra (Jones *et al.*, 2012)).

Eutrofiering har vært et sentralt miljøproblem i europeiske vassdrag i mange tiår. De antropogene fosforkildene er særlig assosiert med kloakkutslipp, renseanlegg, gjødselkjellere og avrenning fra dyrka mark. Avrenningen av leirpartikler og fosfor fra innmark har vært søkt begrenset gjennom redusert høstpløying, fangdammer og kantsoner mellom innmark og vassdrag. Tiltakene har bidratt til redusert partikkelavrenning og reduserte nivåer av totP, men hvordan dette har slått ut på avrenning av løst fosfat er mer usikkert (Turtola & Jaakkola, 1995). Diffus avrenning er ikke enkelt å kvantifisere, også fordi den til dels skjer via drensør. Intensivt jordbruk over tid kan gi en metning av fosfor i de øvre jordlagene (Rubaek *et al.*, 2013) som vil gi høye fosforkonsentrasjoner i vannet også lenge etter at tiltak er iverksatt. I Norge har det skjedd en betydelig oppgradering av gjødselkjellere og kommunale renseanlegg de siste tiårene, noe som har ført til reduserte fosforutslipp til vann. I dag er spredte avløp fra utdaterte private renseanlegg og utette septiktanker sannsynligvis den største kilden til eutrofiering sammen med avrenning fra landbruksaktivitet.

Mens fosfor og eutrofiering er den mest direkte årsaken til endringer i alge- og makrofytt vegetasjonen, reagerer bunndyrsamfunn i vassdrag i denne sammenheng først og fremst på endrede habitat tilbud og reduserte oksygennivåer assosiert med utslipp av organisk stoff. Økte mengder organisk stoff kan skyldes store mengder dødt plantemateriale fremkalt ved eutrofiering, men den viktigste driveren her er ennå utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff fra industri og kloakk. Sensitiviteten overfor oksygenvinn måles ved BOF (biokjemisk oksygenforbruk). I hurtigstrømmende elver vil BOF sjeldent forekomme, men på stilleflytende vassdragsavsnitt kan det et latent problem, særlig i dype vassdrag med lav strømhastighet og fint substrat, som reduserer turbulensen i vannmassen og dermed også tilførselen av oksygenrikt vann fra overflatelaget. Det er sannsynlig at stilleflytende leirvassdrag vil være potensielt sårbare for dette, men i Norge har det vært lite fokus på å kartlegge omfanget.

1.4 Nordiske land - erfaringer og eksempler

EUs Vanddirektiv er blitt implementert over det meste av Europa, og angir vannkjemiske klassegrenser og indekser for biologiske kvalitetselementer. Dette er gjort for å sikre at vann og vassdrag over hele kontinentet når de oppsatte miljømålene om «god økologisk tilstand». For vann typer som ikke er interkalibrert har landene selv ansvaret for å sette miljømål i tråd med de normative definisjonene i annex V, dvs. god/moderat grensen skal være basert på "slight deviation from reference conditions". Dette gjelder blant andre leirvassdrag, og økologisk klassifisering og evaluering av disse håndteres dermed noe ulikt. Leirvassdrag er knyttet til områder der innlandsisen etterlot seg store ansamlinger av marin leire.

Som antydnet ovenfor er vassdrag med betydelig påvirkning av leirpartikler delvis mindre utbredt på kontinentet, der fraksjoner av sand og silt, som sedimenteres ut raskere, er mer dominerende. Vi skal her gi en kort oversikt over hvordan andre land behandler vannkjemiske parametere og ulike fosforfraksjoner i leirvassdrag.

Det er ingen enhetlig forståelse i Europa – og snarere stor usikkerhet - om hvordan man skal tilnærme seg referansetilstand for fosfor i elver med mye leire. I Tabell 1 oppsummeres hvilke vannkjemiske støtteparametere ulike land i Europa benytter (gjelder for alle vanntyper). I flere Nord Europeiske land, blant annet i Danmark, inngår LRP som en viktig parameter, og den tilkjennes særlig relevans i leirvassdrag. Det finnes ingen kalibrerte grenseverdier for dette i elver, men det opereres med en målsetning rundt 20 µg/L, uavhengig av vanntype. I to land, Storbritannia og Irland, overvåkes TRP. I Finland brukes totP som viktigste vannkjemiske støtteparameter også i leirvassdrag, med disse klassegrensene: <40 (referansetilstand), SG/G = 40, G/M = 60, M/D = 100, D/SD = >130 µg totP/L. Uusitalo, Yli-Halla og Turtola (2000) poengterer likevel at totP er et lite passende mål for algetilgjengelig fosfor i turbide elver, fordi TotP gir et overestimert av den faktisk biotilgjengelige fosforfraksjonen. Finske forskere vi har vært i kontakt oppgir at systemet for totP, av nevnte årsaker, anses som variabelt og usikkert.

Tabell 1. Overvåking av vannkjemiske støtteparametere i ulike land i Europa (tallene angir antallet land som overvåker den aktuelle variabelen).

	NH ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	OrgN	totN	totP	TRP	LRP
Elver	1	16	7	18	2	13	23	2	14
Innsjøer	0	6	2	6	1	12	23	0	3

I Sverige er det utviklet en egen metode for beregning av referanseverdier for fosfor i vassdrag knyttet til jordbrukslandsskap (>10 % jordbruksareal) (Djordjic & Wallin, 2011). Her tar man hensyn til naturlig fosforinnhold i jordtypen samt jordbruksarealet (**Faktaboks 1**). Metoden er under utvikling og det er blant annet foreslått en ny og forbedret måte å beregne bakgrunnsverdier av fosfor på (P_{jo} i faktaboksen). Faktoren på 0,5 fjernes trolig fra modellen og det foreligger nå bedre bakgrunnskart for fosforinnhold i berggrunnen (Fölster, 2014). Denne metoden behandler ikke leirvassdrag separat, men i områder der det er mye leire i jorda og der landbruket har en lang historie vil også fosformengdene være tilsvarende høye, slik at man mener at modellen likevel kan anvendes også i leirvassdrag.

Faktaboks 1. Modell for utregning av referanseverdi for totP i svenske jordbruksvassdrag

$$\text{ref-P}_{jo} = (P_{jo} * A_{jo} * 0.5 + \text{ref-P} * (100 - A_{jo})) / 100$$

hvor:

ref-P_{jo} = referanseverdi for totP (µg/l) i området med jordbruksmark

P_{jo} = bakgrunnsverdien for totP (µg/l) for jordbruksmark (P-HCl/ PLC5 tall)

A_{jo} = andel jordbruksmark (%) i området

ref-P = bakgrunnsverdien for øvrig mark

For detaljer, se Fölster (2014), Djordjic and Wallin (2011) og Naturvårdsverket (2007)

I Storbritannia brukes TRP som mål på fosforbelastning i alle vassdrag. Her har fosforgrenser for god/moderat og god/svært god nylig blitt revidert (UKTAG, 2012; <https://www.gov.uk>). Dette ble gjort fordi biologi jevnt over indikerte dårligere miljøltilstand enn vannkjemisk. Revisjonen baserte seg på sammenhenger med eutrofieringsfølsomme påvekstlger og vannplanter, og klassegrensene ble satt med TRP som parameter.

Klassegrensene er modellert på følgende måte: Først predikeres en bakgrunnskonsentrasjon av fosfor som tjener som referanseverdi (**ligning 1 i faktaboks 2**). Observert TRP i forhold til forventet referanseverdi

betraktes som antropogent fosfor, og relateres til endringer i samfunn av alger og vannplanter (**ligning 2 i faktaboks 2**). Referanseverdiene for TRP settes ut fra alkalinitet og høyde over havet, og tar dermed høyde for de faktorene som i følge UKTAG (2012) er mest viktig for naturlig variasjon for denne variabelen.

Faktaboks 2. Modell for utregning av referanseverdi og klassegrenser for TRP (totalt reaktivt fosfat) i Storbritannia

Forventet TRP = $10^{(0.454 \times \log_{10}(\text{alkalinitet}) - 0.0018 \times (\text{hoh}) + 0.476)}$ (**ligning 1**)

Grenser for TRP = $10^{((1.0497 \times \log_{10}(\text{EQR}) + 1.066) \times (\log_{10}(\text{forventet TRP}) - \log_{10}(\text{\u00f8vre anker})) + \log_{10}(\text{nedre anker}))}$ (**ligning 2**)

hvor:

TRP = totalt reaktivt fosfat ($\mu\text{g/L}$) \u00e5rlig gjennomsnitt

Alkalinitet = Gjennomsnitt mg/L CaCO_3 (min 2.0, maks 250.0)

Hoh = h\u00f8yde over havet (maks 355)

EQR = biologisk EQR for vannplanter og begroing

\u00d8vre anker = maksimumsverdi for TRP

For detaljer, se UKTAG (2012).

Det forutg\u00e5ende avsnittet har hatt til hensikt \u00e5 gi en oversikt over den foreliggende kunnskapsbakgrunnen for leirvassdrag. Med basis i dette skal vi i det f\u00f8lgende ta fatt p\u00e5 det som er dette prosjektets oppdrag: *\u00c5 belyse sammenhengene mellom leire, vannkjemi og biologiske kvalitetselementer (bunndyr, ved bruk av ASPT-indeksen, og p\u00e5vekstlger, ved bruk av PIT-indeksen) i norske leirvassdrag, identifisere problemfelt, foresl\u00e5 l\u00f8sninger, og peke ut veien videre for og skaffe til veie en bedre forståelse av disse s\u00e5regne \u00f8kosystemene i et vanndirektiv-perspektiv.* Det skal ogs\u00e5 foretas en vurdering av totP som vannkjemisk st\u00f8tteparameter i leirvassdrag, og dr\u00f8ftes hvorvidt andre variabler er bedre egnede. Vi baserer analysene v\u00e5re p\u00e5 data innhentet fra leirvassdrag i lavlandet p\u00e5 \u00d8stlandet i perioden 2008-2014. Analysene vil bidra til \u00e5 identifisere hvilke fysiske-kjemiske parametere som er bestemmende for bunndyr og begroing i slike vassdrag. I denne rapporten er utfordringer ved milj\u00f8overv\u00e5king av leirp\u00e5virkede vassdrag studert fra to vinkler:

Del 1: En gjennomgang av eksisterende datagrunnlag fra biologisk overv\u00e5king fra leirp\u00e5virkede vassdrag

Del 2: Biologisk overv\u00e5king i leirp\u00e5virkede vassdrag og erfaringer fra Norge (med spesielt fokus p\u00e5 Smalelva i Tr\u00f8gstad) og Europa.

Som del av studien har vi kartlagt hvordan noen andre europeiske land behandler leirp\u00e5virkede vassdrag med hensyn p\u00e5 biologiske vurderingssystemer. Vi har innhentet kunnskap dels gjennom litteraturstudium og dels via ekspertuttalelser fra andre europeiske fagmilj\u00f8er. Vi har skaffet til veie en oversikt over hvilke metoder disse landene bruker for \u00e5 overv\u00e5ke disse vassdragene i henhold til vannforskriften. Gjennom prosjektet har vi f\u00e5tt innspill fra en rekke bidragsytere: Storbritannia: Martyn Kelly (Bowburn Consultancy) og Chris Extence (Environment Agency UK), Sverige: Leonard Sandin (Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)), Maria Kahlert (SLU), Tyskland: Daniel Hering (University of Duisburg-Essen), Julia Foerster (Landesamt f\u00fcr Natur, Umwelt und Verbraucherschutz), Norge: H\u00e5kon Borch (Bioforsk); Jim Bogen (Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)), Finland: Jukka Aroviita (SYKE, <http://www.syke.fi/en-US>)

Med dette som bakteppe tar rapporten sikte p\u00e5 \u00e5 besvare de to sentrale sp\u00f8rsm\u00e5lene:

1. Kan indeksene PIT og ASPT anvendes til \u00e5 vurdere \u00f8kologisk tilstand ogs\u00e5 i leirp\u00e5virkede vassdrag?
2. Hvilke vannkjemiske parametere b\u00f8r tjene som st\u00f8tteparameter ved tilstandsklassifiseringer av leirvassdrag?

DEL 1- Gjennomgang av eksisterende datagrunnlag

2. Metoder og datagrunnlag

I det følgende analyseres sammenhengene mellom biologiske og fysiske-kjemiske data i leirpåvirkede vassdrag. Vi har brukt det som er tilgjengelig av biologi og fysisk-kjemiske overvåkingsdata fra arbeider gjort i vannområder på Østlandet i perioden 2008-2014. Analysene belyser overordnede dose-responsforhold mellom fysiske-kjemiske parametere og to biologiske indekser (ASPT indeksen for bunn-fauna og PIT indeksen for påvekstlger).

Data for vannkjemi, bunndyr og påvekstlger stammer fra overvåkingsarbeidet i følgende vannområder: VO Øyeren, VO Glomma sør for Øyeren, VO Leira - Nitelva, VO Haldenvassdraget, VO Morsa, VO Hurdalsvassdraget/Vorma, VO Indre Oslofjord vest og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Mye er innhentet fra Vannmiljø (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>), men vi har også brukt rapporter og data fra pågående arbeid i vannområdene. Vi har ekskludert data hvor det av ulike grunner beheftes usikkerhet knyttet til indeks-verdiene, data fra stasjoner i Glomma eller fra vannforekomster hvor det har skjedd betydelige fysiske inngrep. For å teste om god/moderatgrenser bør revideres i leirpåvirkede vassdrag har vi inkludert data fra ikke-leirpåvirkede elver. Disse dataene er hentet fra NIVAs databaser.

Analysene er forankret i de to biologiske kvalitetselementene bunnfauna (ASPT indeks) og påvekstlger (PIT indeks), som ansees å være sensitive for eutrofiering (PIT) og organisk belastning. PIT og ASPT er bygget rundt samme prinsipp ved at indeksverdi måles som en gjennomsnittlig poengsum gitt for indikatorartene i prøven som ble tatt, se Veileder02:2013. Påvirkningsgraden måles ved å sammenligne målte indeksverdier opp mot verdier for et "ideelt referansesamfunn" uten menneskelig påvirkning. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio). ASPT og PIT opererer på ulike indeksskalaer, og normalisert EQR, nEQR, er den normaliserte versjonen, som gjør indeksene sammenlignbare. Beskrevet som nEQR ligger økologisk tilstand på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 - 0,2, 0,21- 0,4, 0,41 - 0,6, 0,61 - 0,8 og 0,81 - 1 (Svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god). For PIT indeksen er det kun «ny PIT indeks» brukt, det vil si indikatorverdier fremkommet etter siste revidering (Veileder01:2009; Veileder02:2013).

For VO Øyeren har vi i tillegg testet beregningsgrunnlaget for ASPT og PIT. For slike indekser kan det bli et problem dersom taksa med ulik økologisk profil, og som altså skal gis ulikt score på indeksen, finnes ved samme stasjon. Vi har vurdert i hvilken grad fysiske-kjemiske parametere assosiert med leirvassdrag påvirket dette, uttrykt som standardavviket for indikatorverdiene (PIT). Høye standardavvik for PIT-verdier reflekterer stor spredning i score mellom indikatorene. Dette kan skje om man finner få indikatorer og de både indikerer oligotrofe og eutrofe forhold. Dette gjør indeksverdien usikker, og å avdekke denne typen usikkerhet har særlig relevans for dette prosjektet. For ASPT har vi sett på antallet indikatorarter, antall taksa innen de sentrale indikatorgruppene EPT (Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer)), abundans av EPT og Biological monitoring working party (BMWP) score. BMWP score er den summerte verdien av alle forekommende ASPT-indikatorer i en prøve, der indikatorer gis et score mellom 1-10. BMWP score delt på antall indikatorarter gir ASPT verdien. En høy BMWP score er ofte, men ikke alltid, assosiert med høy ASPT. Dette vil vise hvorvidt leirpåvirkning påvirker elementene mer enn organisk forurensing i leirvassdrag og derved spore usikkerhet ved bruk av denne indeksen her

Vi analyserte dose-respons-forholdet mellom de to biologiske kvalitetselementene og følgende fysisk-kjemiske variabler: total nitrogen (totN), total fosfor (totP), løst reaktivt fosfat (LRP, $PO_4\text{-}P_m$) totalt reaktivt fosfat (TRP, $PO_4\text{-}P_{im}$), STS, SGR og leirdekningsgrad. For $PO_4\text{-}P_m / PO_4\text{-}P_{im}$ forelå det ikke tilstrekkelig med data til å skille mellom ortofosfat og fosfat i regresjonsanalysene (ulike analysemetoder, se kapittel 1.2), og derfor er disse analysert samlet (filtrert eller ufiltrert fosfat/ortofosfat). Det ble satt krav til minimum 4 vannkjemiske målinger samme år for næringssalter. For å unngå ekstremverdier knyttet til flom og tørke benyttet vi årlige medianverdier. Siden prøver av bunnfauna ble samlet inn tidlig i mars 2014 er disse dataene korrelert mot fysisk-kjemiske data fra 2013.

Nedbørsfeltene for de ulike overvåkningsstasjonene er modellert med enten GRASS GIS eller NVE Lavvanns applikasjon. Andel marine avsetninger er beregnet ved overlayanalyse mot NGUs løsmassekart (marine avsetningstyper). Dette arbeidet er gjort av Kristian Moseby (VO Øyeren) og Håkon Borch (Bioforsk). Data for bekkfelt er ikke brukt (ofte omtalt som REGINE-metoden) (**Vedlegg E**).

Det finnes eksempler på lokaliteter hvor det er rapportert overvåkingsdata med målt STS > 10 og SGR = 0,8, men hvor leirdekningsgraden likevel var < 20 %. Motsatt finnes det data fra stasjoner med leirdekningsgrad > 20 %, men hvor overvåkingsdata ikke oppfyller kriterier for leirpåvirkning ved STS og SGR. Lokaliteter har blitt definert som leirpåvirket hvis:

- i) STS > 10 mg STS/L
- ii) Leirdekningsgraden i nedbørsfelt oppstrøms prøvetakingstasjon er ≥ 20 % som foreslått av (Solheim *et al.*, 2008).

Sammenhenger mellom biologiske indekser og fysisk-kjemiske forklaringsvariabler er analysert med Pearson korrelasjon, lineær regresjon og generalisert additiv modellering (gam). Sammenhenger mellom forklaringsvariabler ble først undersøkt med Pearsons korrelasjonskoeffisient, hvor $p < 0,05$ indikerer en signifikant sammenheng og r indikerer styrken og retningen (positivt eller negativt fortegn).

Høy interkorrelasjon (høy Pearsons-koeffisient) mellom forklaringsvariabler setter premisser for tolkningen av en modell. Eksempelvis forventer vi en sterk korrelasjon mellom andel leire i nedbørsfelt - som ofte vil være gjenspeilet ved mye leire i bunnsedimenter - og mengden oppløste partikler i vannet (SGR). I slike tilfeller er det vanskelig å si om effekten på en biologisk indeks skyldes stress fra suspenderte partikler i vannet eller uegnet substrat. Alle Pearsonverdier over $r = 0,70$ indikerer meget sterk interkorrelasjon, og henholdsvis sterk, moderat, svak og ingen interkorrelasjon gitt ved intervallene: 0,69 - 0,40, 0,39 - 0,30, 0,29 - 0,20 og 0,29 - 0. For utvalgelse av modellparametere er det brukt en kombinasjon av Akaikes Informasjonskriterium (AIC) og backwards seleksjon av modellstrukturer (Zuur *et al.*, 2009). ASPT og PIT ble testet mot samme sett av forklaringsvariabler: totN, totP, $PO_4\text{-}P_m$, $PO_4\text{-}P_{im}$, STS, SGR, TKB og leirdekningsgrad i nedbørsfelt. For VO Øyeren inngikk også areal av nedbørsfelt i modellene. Modeller ble testet med additive og interagerende variabler. Alle statistiske analyser er gjort med i r (R Development Core Team (2013)). *MuMIn* (Barton, 2013) ble brukt til modellseleksjon og *mcgv* (Wood, 2011) ble brukt i generalisert additiv modellering. Tukey's Honestly Significant Difference (HSD) ble beregnet med Multcomp (version 1.3-2) (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008).

3. Resultater og diskusjon

For å lette lesingen av rapporten er noen av resultatene presentert i vedlegg. Dette gjelder generelle utfordringer knyttet til overvåking av leirvassdrag og her gis det også en oppsummering over biologiske vurderingssystemer som brukes i våre naboland.

3.1 Sammenheng mellom leirdekningsgrad og vannkjemiske variabler

Prosjektets mål er å undersøke hvordan biologiske indekser påvirkes av vannkjemiske og fysiske variabler i leirvassdrag, og se etter muligheter for å identifisere hvilke av disse variablene som eventuelt har størst betydning. En forutsetning for en slik analyse er imidlertid å teste de fysiske-vannkjemiske variablene for mulige interkorrelasjoner.

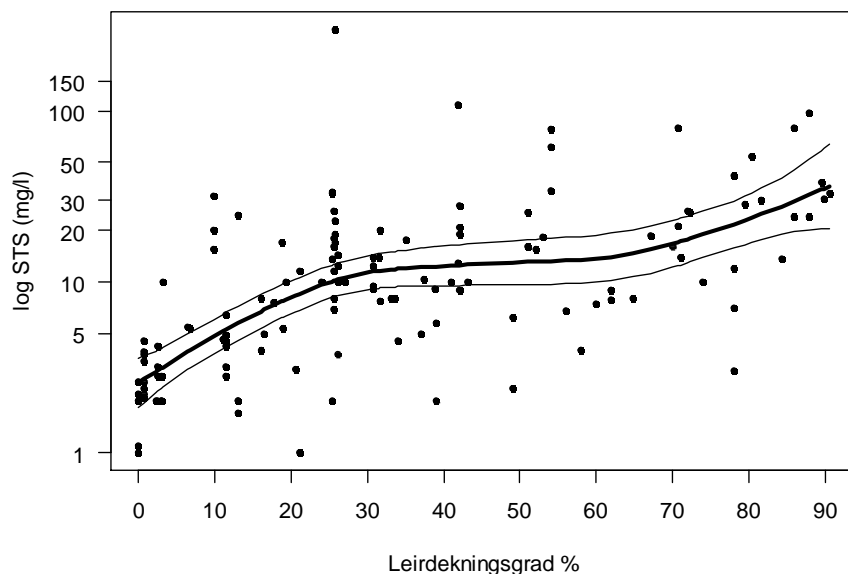
Det var bare et lite antall stasjoner som både hadde data for suspendert tørrstoff (STS) og suspendert gløderest (SGR) - de to variablene som etter Veileder (01:2009) definerer leirpåvirkning. Imidlertid fantes det en del data for STS, og vi fant en god korrelasjon mellom STS og leirdekningsgrad, der 20-30 % leirdekning tilsvarte om lag 10 mg STS/L (**Figur 2**). Dette er konsistent med prediksjonene gitt i Lyche Solheim m.fl. (2008), og i fortsettelsen bruker vi derfor STS > 10 mg/L som prokxy for leirvassdrag hvor det ikke forelå data på SGR. Data på dette var tilgjengelig fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Haldenvassdraget, Morsa, Hurdalsvassdraget/Vorma og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget.

Det bør allerede her nevnes som en mangel at det finnes lite data på både STS og SGR. Det er grunn til å tro at de to nevnte beskrivelsene av suspendert tørrstoff karakteriserer to viktige ulikheter knyttet til leirvassdrag. SGR oppgir den mineralske fraksjonen, og viser hva som til en hver tid finnes av leirpartikler i vannet. STS inkluderer i tillegg til SGR også de organiske fraksjonene av suspendert tørrstoff. Vi har gjennom prosjektet fått økende mistanke om at begge disse variablene inneholder viktig informasjon for både tilstandsvurderinger og tiltaksrettet overvåking, og hvordan de kan påvirke de to biologiske kvalitetselementene. Forholdet mellom SGR og STS tas opp igjen nedenfor.

Vi grupperte datasettet i forhold til leirpåvirkning etter følgende kategorier: *ikke leirpåvirket*: < 7,9 mg STS/L og/eller 0-9,9 % leirdekning; *mulig leirpåvirket*: 8 – 9,9 mg STS/L og/eller 10-19,9 % leirdekning; *middels leirpåvirket*: 10-14,9 mg STS/L og/eller 20-39,9 % leirdekning; og *sterkt leirpåvirket*: >15 mg STS/L og/eller > 40 % leirdekning (**Tabell 2**).

Tabell 2. Fire kategorier av leirpåvirkning versus antall verdier for ulike variabler

Grad av leirpåvirkning	PIT	ASPT	TotP	TotN	PO4-P _{im}	PO4-P _m	STS	SGR	TKB
Ingen	44	80	72	61	11	24	96	17	25
Mulig	8	15	24	24	8	10	9	2	9
Middels	21	23	94	73	25	45	18	8	19
Sterk	40	52	157	134	43	39	52	17	40
Totalt	113	170	347	292	87	118	175	44	93

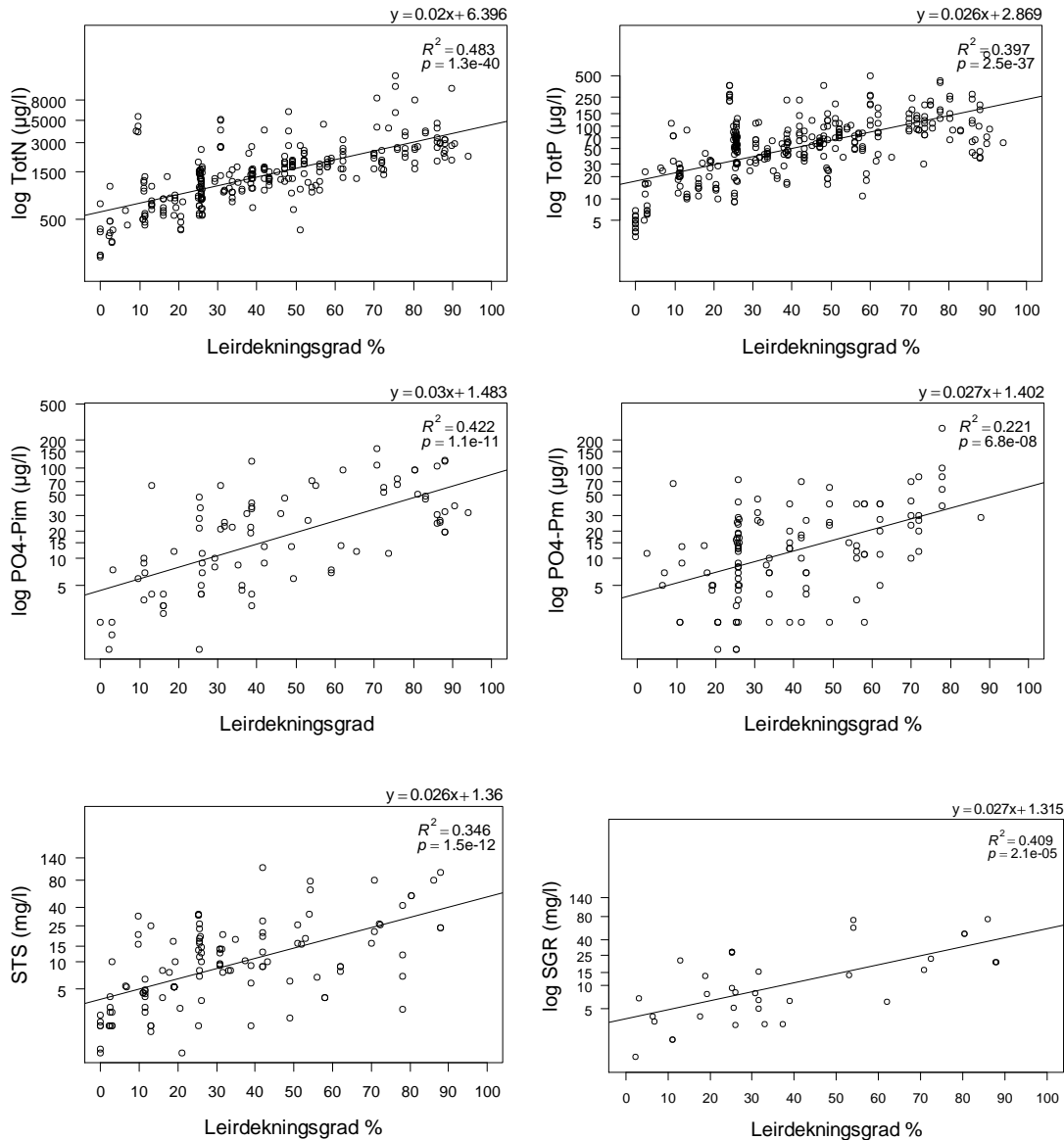


Figur 2. Sammenhengen mellom målt suspendert tørrstoff (STS) og leirdekningsgraden i nedbørsfeltet til prøvetakingsstasjonene. Tynne linjer angir 95 % konfidensintervall for regresjonslinjen. Data er hentet fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Morsa og Bunnefjorden med Årungen- og Gjørsjøvassdraget. Det moderate knekkpunktet på kurven som svarer til 20-30 % leirdekning korresponderer med om lag 10 mg STS/L.

Innledningsvis startet vi med å analysere datasettet fra tre ulike innfallsvinkler, som skulle supplere hverandre gjensidig: 1) Data fra både leirpåvirke og ikke-leirpåvirke stasjoner analysert sammen; 2) Data fra stasjoner i leirvassdrag (der STS er > 10 mg/L), og 3) Analyser av data spesifikt fra VO Øyeren, i relasjon til biologiske indekser. Det viste seg imidlertid at tilnærming 2) ikke tilførte resultatene noe substansielt nytt, og vi presenterer dermed i det følgende kun tilnærming nr 1) og 3).

Flere av de fysisk-kjemiske variablene var interkorrelert (**Vedleggstabell 1**). Den sterkeste korrelasjonen ble funnet mellom STS og SGR (Pearson $r = 0,98$), noe som knapt er overraskende. $PO_4\text{-}P_{im}$ og totP var også meget sterkt korrelert med STS (Pearson henholdsvis $r \geq 0,73$), mens korrelasjonen var svakere for $PO_4\text{-}P_m$ ($r \leq 0,34$). Også forskjellen i disse korrelasjonene var forventet, fordi analysen av $PO_4\text{-}P_{im}$ fører til mobilisering av fosforfraksjoner i vannprøven som har vært partikulært bundet (gjelder ved tilsetning av svoelsyre etter NS-EN ISO 6878, kap. 6). Det blir vanskelig å analysere effekten av STS på biologi med disse dataene, fordi mengde STS også påvirker konsentrasjon av totP og $PO_4\text{-}P_{im}$. Slike interkorrelasjoner mellom mulige påvirkningstyper har vært et tilbakevendende problem ved studier av antropogent påvirkete vassdrag (Vijver & van den Brink, 2014; Extence *et al.*, 2013; Glendell *et al.*, 2014).

Samtlige vannkjemiske variabler økte med leirdekningsgraden av nedbørsfeltet (**Figur 3**). De sterkeste enkeltkorrelasjonene ble funnet mellom leirdekningsgrad og $PO_4\text{-}P_{im}$, totN og SGR ($R^2 > 0,4$). $PO_4\text{-}P_m$ var svakest korrelert med leirdekning ($R^2 = 0,22$). Dette er interessant fordi det indikerer andre kilder til LRP enn leire. Det ligger i så fall nær å anta at det er økte tilførsler av antropogent fosfor som her slår ut.



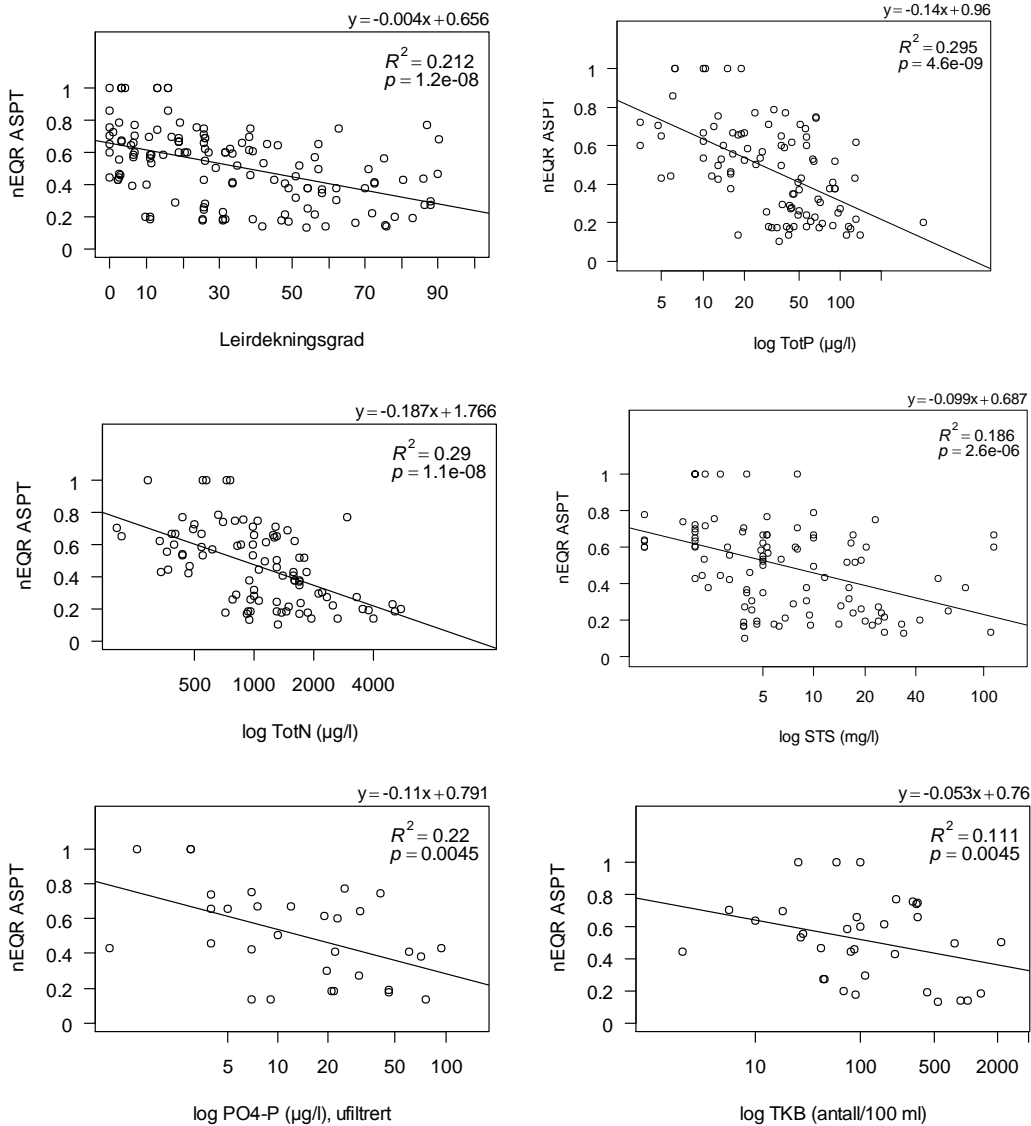
Figur 3. Utvalgte fysisk-kjemiske parametere og variasjon i henhold til leirdekningsgrad av nedbørsfeltet. Signifikante verdier er ved $p < 0,05$. Data er fra VO Øyeren, Leira-Nitelva, Glomma sør for Øyeren, Morsa og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Resultatene viste at alle variablene øker med leirdekningsgrad.

3.2 Dose-respons sammenhenger for biologi og fysisk-kjemiske data

Dose-respons analysene mellom de to biologiske indikatorene (ASPT og PIT, begge som nEQR) og de fysisk-kjemiske variablene adresserer kjernespørsmålene i denne rapporten. Vi begynner også her med å presentere resultater der hele datasettet er inkludert, det vil si data også fra stasjoner uten eller med bare svak leirpåvirkning (i tillegg til de leirpåvirkede, som forklart i **tabell 2**), før vi så analyserer data fra stasjoner med et innhold av suspendert tørrstoff som er > 10 mg STS/L separat. Vi forventer at en slik "med-og-uten-leire" test vil tydeliggjøre leirvassdrags-spesifikke påvirkningsfaktorer. Vi ser på regresjoner mellom fysisk-kjemiske data og de to biologiske indeksene, og identifiserer hvilken kombinasjon av påvirkningsfaktorer som gir den beste responsen. Kun signifikante sammenhenger blir vist.

3.2.1 ASPT

NEQR av ASPT var påvirket av flere fysisk-kjemiske variabler (**Figur 4**). Multiple lineær regresjon viste at den beste tilpasningen til dataene var en additiv modell bestående av totN og totP (**vedleggstabell 3 a**). Denne modellen hadde en forklaringsgrad på $R^2 = 0,31$.



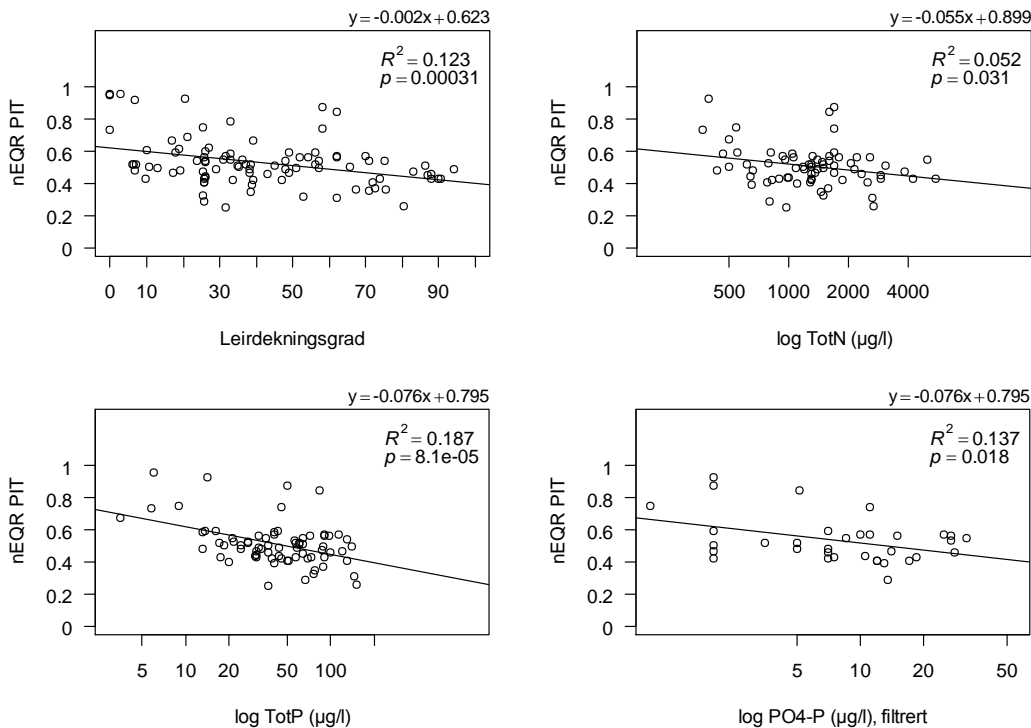
Figur 4. Signifikante korrelasjoner for nEQR av ASPT og fysisk-kjemiske variabler. Data er fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Haldenvassdraget, Morsa, Hurdalvassdraget/Vorma og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Både stasjoner med og uten leirpåvirkning er inkludert. Sterkest korrelasjon var i forhold til næringssaltene totP og totN.

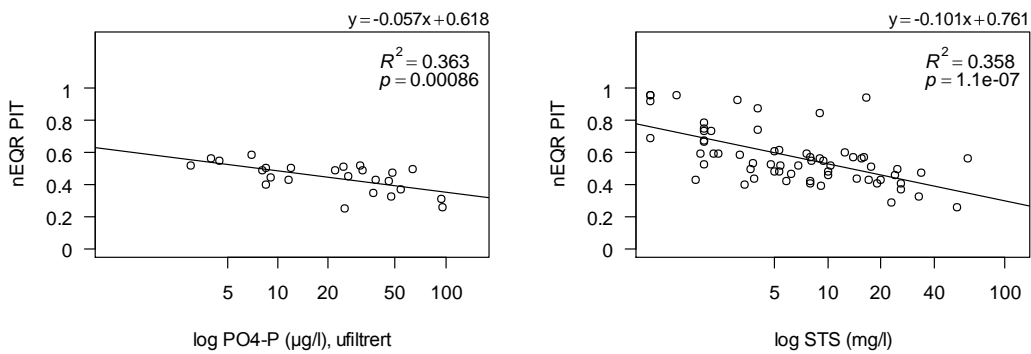
Som del av dette arbeidet var det også viktig å avklare hvor robuste de biologiske indeksene er ved ulike konsentrasjoner av STS og leirpåvirkning. Vi analyserte derfor underlagsdataene som var lagt til grunn for beregningene av ASPT i VO Øyeren, det vil si den faktiske sammensetningen av indikator-givende arter på de ulike stasjonene. TotN var den beste forklaringen for redusert nEQR av ASPT og individ-tetthet av EPT-arter ($R^2 \geq 0,35$) (**vedleggstabell 3 c og e**). Nedgang i antall EPT-taksa, antall indikatorer som benyttes for å beregne ASPT (antall BMWP taksa) og BWMP score, var derimot best forklart av en additiv modell bestående av totN og STS ($R^2 = 0,49-0,58$) (**vedleggstabell 3 f-h**). Vi fant med andre ord effekter på at ASPT og underlagsdata for ASPT som følge av et eller flere stoffer som kan knyttes til partikkelinnhold/partikkelavrenning. Høy partikkelsedimentering kan føre til nedslamming av substrat og

nedsatt strømhastighet og vannbevegelser i substratet (Sand-Jensen, Friberg & Murphy, 2006). Dette kan gi reduserte individtetteter (Larsen, Pace & Ormerod, 2011) og favorisere typiske r-strateger – dyr med liten kroppsstørrelse, kort livssyklus og høy spredningsevne (Larsen & Ormerod, 2010). Effekter av STS var signifikant i sammenheng med totN i alle testene, og dette tyder på at forurensingsbildet var mer sammensatt enn bare leirpartikler. Effekter på antall EPT og ASPT har tidligere blitt koblet til avrenningspotensial i jordbruksområder, og økte tilførsler av næringssalter og sprøytemidler (plantevernmidler) (von der Ohe & Goedkoop, 2013). Det foreligger ikke data på plantevernmidler i dette datasettet, men slike stoffer forekommer også i norske jordbrukspåvirkede vassdrag (Se **kapittel 6.5**). Det er derfor ikke mulig å si hvilke stoffer som gir de observerte responsene på indeksene. Dette er et velkjent problem i landbrukspåvirkede vassdrag, hvor man gjerne har flere og ofte interagerende påvirkningstyper. Man har løst dette ved å bruke samlebegreper for påvirkning, som for eksempel *landbruk (land use) og eutrofiering*, isteden for å fokusere på effekter av enkeltstoffer (Pilotto *et al.*, 2011).

3.2.2 PIT

Resultatene viser at nEQR av PIT var påvirket av flere fysisk-kjemiske variabler (**Figur 5**). Den sterkeste sammenheng ble funnet for $PO_4\text{-P}_{im}$ ($R^2 = 0,36$). Multipel lineær regresjon viste at den beste tilpasning til dataene var en additiv modell bestående av totP, STS og $PO_4\text{-P}_{im}$. Modellen hadde en forklaringsgrad på $R^2 = 0,89$ (**vedleggstabell 3 b**). Som for ASPT analyserte vi også for PIT på underlagsdataene som lå til grunn for indekssettingen. PIT-indikatorene er satt sammen på en måte som tillater beregning av standardavvik, og vi kunne derfor se hvordan egenskaper hos indikatorene endret seg med økende leirpåvirkning. Nedgangen i antall PIT-indikatorer ble best forklart med en additiv modell bestående av totP, STS og SGR ($R^2 = 0,79$). Det ble ikke funnet noen signifikante forskjeller langs gradienten for PIT-indikatorenes standardavvik. Dette viser at leirpåvirkning ikke medfører større variasjon i indikatorsammensetning. Det er sannsynlig at under forhold der en har et høyt innhold av STS bidrar dette til en økt andel av algetilgjengelig fosfor. Det forventes at økt algetilgjengelighet av fosfor gir færre indikatorer for PIT (Schneider & Lindstrom, 2011). Det var derfor ikke uventet at $PO_4\text{-P}_{im}$ ga en dårligere korrelasjon enn $PO_4\text{-P}_{im}$. Det illustrerer at filtrering av prøver underestimerer det biotilgjengelige fosforet for påvekstalgene (se videre kommentarer i avsnitt 3.3).

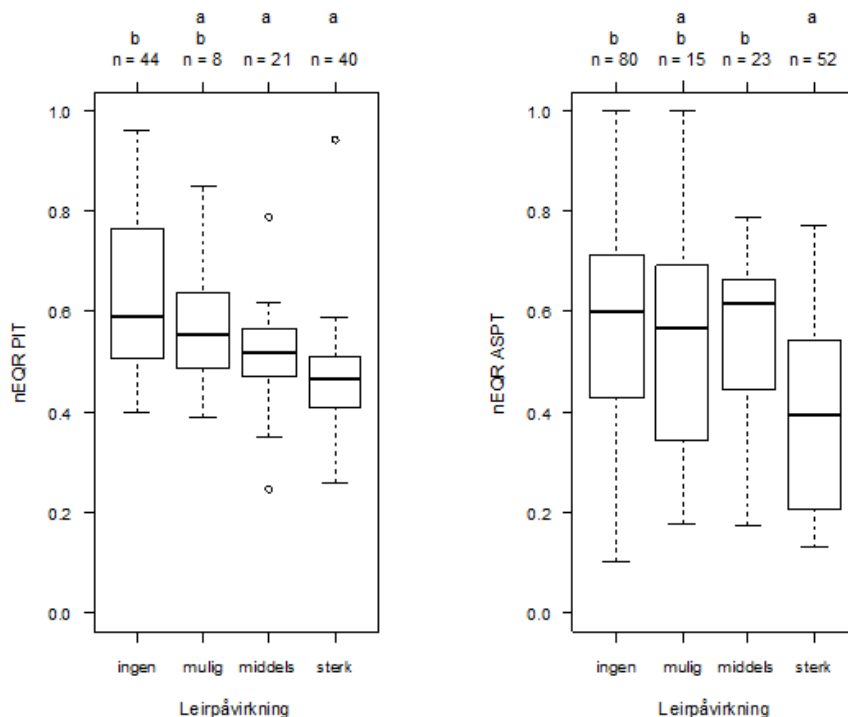




Figur 5. Lineær regresjon for signifikante korrelasjoner for nEQR ASPT sammenholdt med signifikante fysisk-kjemiske variabler. Data er fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Haldenvassdraget, Morsa, Hurdalvassdraget/Vorma, Indre Oslofjord vest og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Sterkest korrelasjon for PIT ble funnet for PO_4 -Pim og STS.

3.3 Sammenhenger mellom PIT og ASPT i leirpåvirkede vassdrag

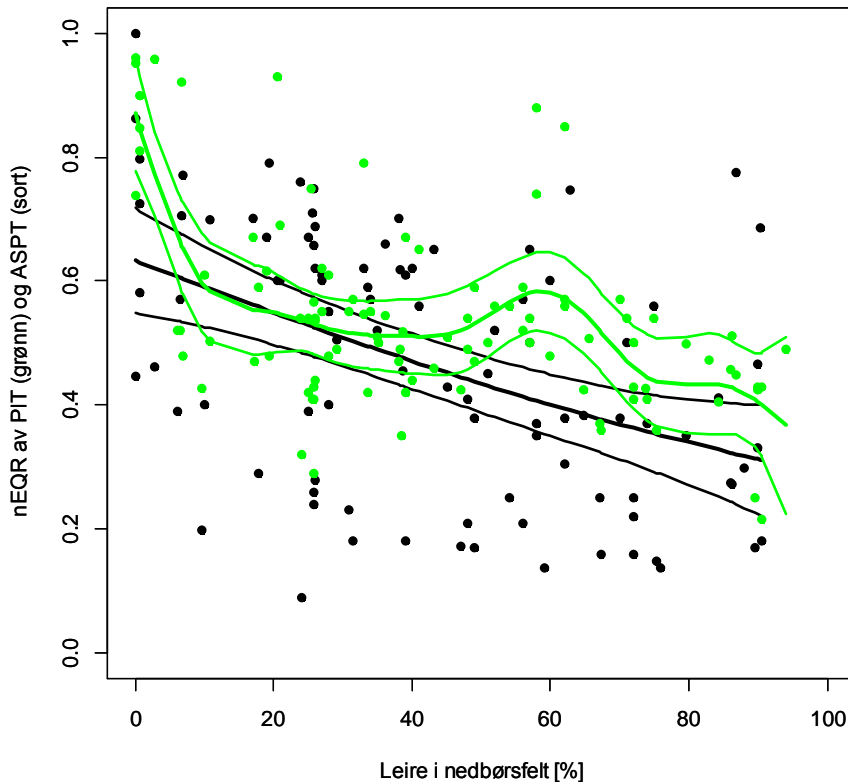
Når de to indeksene foreligger på nEQR-skala, kan de sammenlignes direkte, og man kan slik teste ut divergenser i forhold til leirpåvirkning. PIT ser da ut til å gi en svak, men bare delvis signifikant dårligere nEQR verdi med økende leirpåvirkning (ANOVA, $[F(3, 109) = 11,68, p < 0,001]$) (**Figur 6**). ASPT viste ingen signifikant respons før denne ble karakterisert som en sterk leirpåvirkning (ANOVA, $[F(3, 166) = 8,54, p < 0,001]$), men *sterk* leirpåvirkning var samtidig ikke signifikant forskjellig fra *mulig* leirpåvirkning, og *mulig* leirpåvirkning var ikke forskjellig fra *sterk* leirpåvirkning.



Figur 6. Endringer i verdier av nEQR for ASPT og PIT med økende leirpåvirkning. Både stasjoner med og uten leirpåvirkning er inkludert. Ulike bokstavkoder angir signifikant forskjell mellom grupper og n angir antall observasjoner. Innen hvert boksplot utgjør den tykke, horisontale linjen medianverdi, topp og bunn av boksene er 75 og 25 percentiler, de stiplede linjene strekker seg til de mest ekstreme punktene som ikke ligger mer enn 1,5 ganger interkvartilbredden fra boksene og separate punkter utgjøres av

uteliggende verdier. PIT viser her en negativ utflatende respons mot økende leirpåvirkning, mens ASPT ser ut til å respondere først når leirpåvirkningen blir sterk.

Basert på vurdering av PIT og ASPT samlet inn fra samme stasjon samme år, fant vi at økologisk tilstand divergerte når leirdekningsgraden oversteg sirka 50 % (definert som 95 % konfidensintervall for regresjonslinjen) (Figur 7).



Figur 7. Tilstandsvurdering gjort ved hjelp av nEQR av ASPT (Svarte punkter) og nEQR av PIT (Grønne punkter) på lokaliteter med ulike leirdekningsgrader i nedbørsfeltet. Tynne linjer angir 95 % konfidensintervall. Data er fra lokaliteter hvor bunnsfauna og påvekstalter er samlet inn samme år. Data er fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Morsa, og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Figuren viser at ASPT og PIT indikerer ulike miljøtilstand ved sterk leirpåvirkning.

PIT viste altså en negativ utflatende respons mot økende leirpåvirkning, mens ASPT ser ut til å respondere først når leirpåvirkningen blir sterk. PIT oppnår sjelden dårlig/svært dårlig tilstand i norske vassdrag. Dette skyldes at PIT ble interkalibrert med et datasett som hadde uvanlig høye fosfornivå i forhold til hva som er vanlig i norske vassdrag. For ASPT er det uvisst om nedgangen skyldes økt landbruksaktivitet med leirpåvirkning eller om forventningen (referanseverdien) for bunnsfauna bør settes lavere i sterkt leirpåvirkede vassdrag. ASPT responderer ikke på næringsalter direkte, men på de endringene eutrofieringen fører til på lokaliteten. En variabel som biokjemisk oksygenforbruk (BOF) er viktig i denne sammenheng, og det bør vurderes å etablere overvåkingsrutiner for denne variabelen også.

Overvåkingsdata fra Smalelva (stasjon Vestbio1 i **Figur 12**) antydte en mulig potent relasjon mellom STS og SGR, og hvordan de adresserer til henholdsvis ASPT og PIT på noe ulikt vis. Dette var en av de få stasjonene der det fantes noe mer data på begge fraksjoner av partikler. Etter fjerning av ekstremverdier fra begge måleseriene viste de seg å ha blitt til nærmest identiske middelkonsentrasjoner. Men fordi det ligger i saken at STS må være høyere (siden den inkluderer SGR-fraksjonen) er det grunn til å slutte av dette at fjerning av ekstremverdier hadde større effekt på middelverdien av STS enn på middelverdien av SGR. Eller sagt på en annen måte: Episoder med ekstrem STS impliserte etter alt å dømme en større

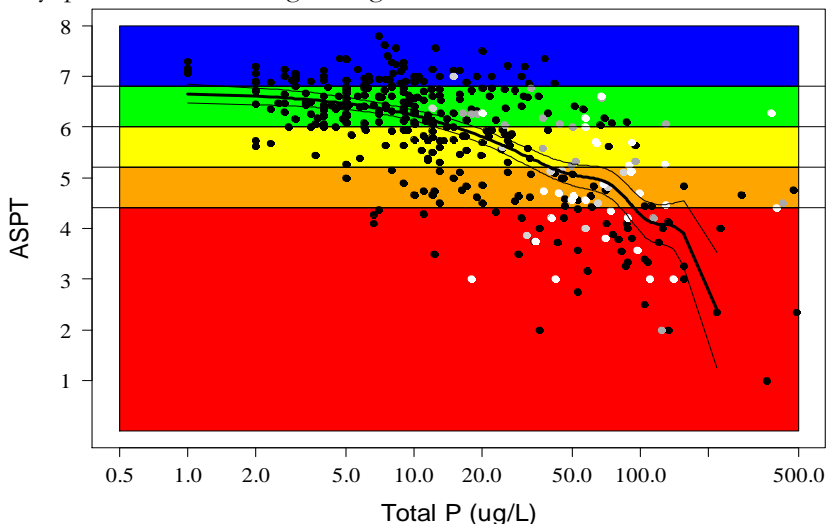
forbigående forhøyet fraksjon av organisk stoff, noe som i sin tur antyder at denne fraksjonen i Smalelva svinger mer enn fraksjonen av leirpartikler. I vannforekomster der dette er tilfelle er det grunn til å spørre seg om de antropogene tilførslene fortrinnsvis er assosiert med episodiske overløp eller utslipp fra kommunaltekniske anlegg eller fra spredt avløp.

I Smalelvas nedbørsfelt er sannsynligvis både landbruksaktiviteter og spredt avløp viktige påvirkningsfaktorer. Nå finnes det fra stasjon Vestbio1 gode data på både PIT og ASPT. Vi vet at PIT responderer direkte på økte fosforkonsentrasjoner, og dermed er om lag like responsiv overfor næringsalter fra jordbruk som fra spredt avløp. ASPT, på den annen side, responderer primært på organisk stoff, slik det finnes i kloakkutslipp. Dette gjør også at ASPT indeksen avslører på en god måte episodiske utslipp med høye innhold av organisk stoff, fordi slike episoder lett medfører oksygenvinn, der deler av bunndyrfaunaen slås ut for lang tid og kan indikere utslippet lenge etter at det har skjedd. Begroingsalger er mindre følsomme for slike forbigående pulser av organisk stoff.

Da forholdet mellom STS og SGR synes å være forskjøvet ved Vestbio1 antyder dette noe sterkere pulser av organisk stoff enn av leirfraksjoner (SGR). Dette peker i så fall på at avløp og kloakk kan være viktigste antropogene påvirkning i denne vannforekomsten. Dersom denne hypotesen stemmer burde ASPT gi en dårligere nEQR verdi enn tilsvarende PIT verdi ved denne stasjonen. Og slik var det jo: PIT indeksen viste moderat økologisk tilstand ved Smal1 (n = 2), mens ASPT viste at stasjonen hadde en dårlig økologisk tilstand (n = 2). Med mer data på TRP, LRP, BOF, STS, SGR, ASPT og PIT kan det tenkes at man vil få vite mer om hvilke påvirkningsfaktorer som dominerer i ulike leirpåvirkede vannforekomster. Kanskje kan dette også bidra til å forklare de lokale forskjellene mellom PIT og ASPT som stadig ble observert i datasettet. Det vil da være mulig å gi en riktigere og mer presis beskrivelse av miljøtilstanden.

3.4 Vurdering av klassegrenser for ASPT

Sammenhenger mellom ASPT og totP er vist i **figur 8**. Analysen viser ASPT har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag. Det er likevel flere forhold i leirvassdrag som må vurderes før disse indeksene brukes til tilstandsklassifisering i leirvassdrag. ASPT indeksen bør i prinsippet kunne brukes også i leirvassdrag med dagens klassegrenser, men kun dersom egnet substrat finnes. Da bløtt leirsubstrat kan inneholde mindre oksygen enn hurtigrennende strykparter med stein- og/eller grussubstrat ved samme organiske belastning, må indeksen kun baseres på prøver tatt fra hurtigrennende strykparter med stein- og/eller grussubstrat.

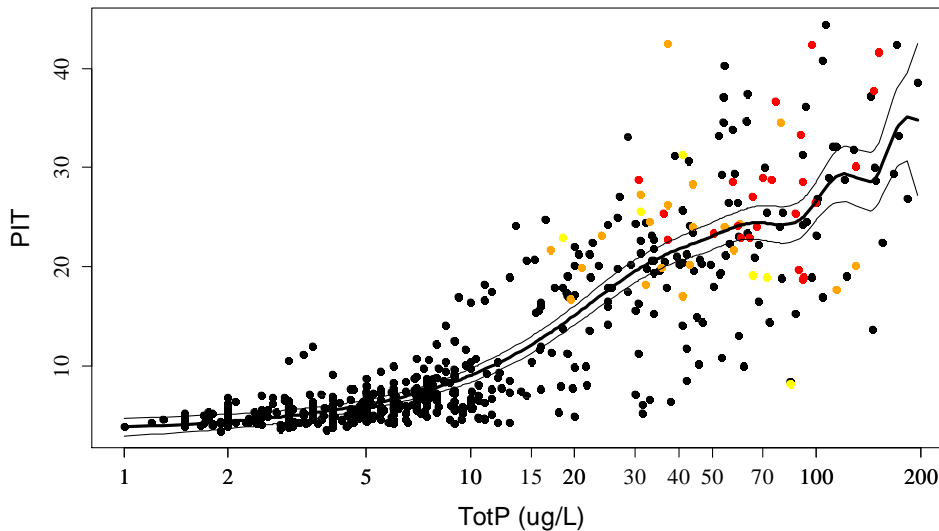


Figur 8. Tilstandsvurdering gjort med ASPT ved ulike grader av leirpåvirkning. Svarte punkter viser lokaliteter med ingen eller liten leirpåvirkning, hvite punkter viser middels leirpåvirkning og grå punkter viser høy leirpåvirkning: *Ikke leirpåvirket:* < 7,9 mg STS/L og/eller 0-9,9 % leirdekning; *mulig leirpåvirket:* 8 – 9,9 mg STS/L og/eller 10-19,9 % leirdekning; *middels leirpåvirket:* 10-14,9 mg STS/L og/eller 20-39,9 % leirdekning; og *sterket leirpåvirket:* >15 mg STS/L og/eller > 40 % leirdekning. Tynne linjer angir 95 %

konfidensintervall for regresjonslinjen. Figuren viser at ASPT har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag.

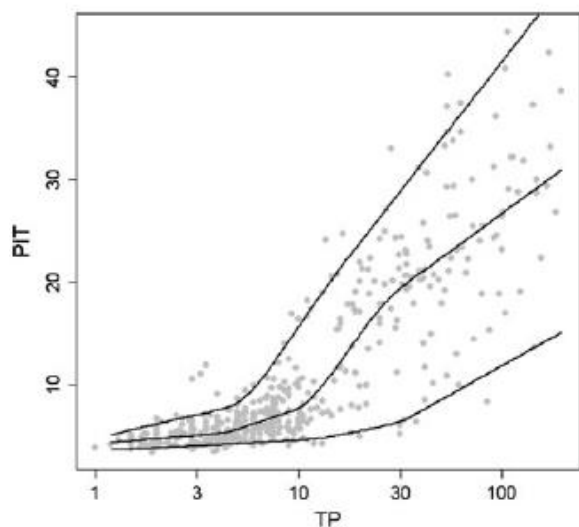
3.5 Vurdering av klassegrenser for PIT

Sammenheng mellom PIT og totP er vist i **figur 9**. Analysen viser at leirvassdrag ikke utløser noe avvikende mønster for indeksen, sammenlignet med ikke-leirpåvirkede vassdrag. Med økende totP blir korrelasjonen med PIT mer usikker, både i leirpåvirkede og ikke-leirpåvirkede elver.



Figur 9. Sammenheng mellom PIT og totP. Ikke, mulig, middels og sterk leirpåvirkning er vist ved henholdsvis svarte, gule, oransje og røde punkter: *Ikke leirpåvirket*: < 7,9 mg STS/L og/eller 0-9,9 % leirdekning; *mulig leirpåvirket*: 8 – 9,9 mg STS/L og/eller 10-19,9 % leirdekning; *middels leirpåvirket*: 10-14,9 mg STS/L og/eller 20-39,9 % leirdekning; og *sterkt leirpåvirket*: >15 mg STS/L og/eller > 40 % leirdekning Tynne linjer angir 95 % konfidensintervall for regresjonslinjen. Figuren viser at PIT har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag.

PIT viser best dose-responsammenheng ved lave fosfornivåer (Total fosfor < 25 µg P/l), men i leirpåvirkede vassdrag ventes de naturlige bakgrunnskonsentrasjonene å være høyere enn dette. Referanseverdien og klassegrensene som gjelder for PIT indeksen i andre vassdrag kan derfor ikke benyttes for leirvassdrag. PIT indeksen responderte best på totalt reaktivt fosfat (TRP, PO₄-P_{im}). Vi konkluderer derfor med at TRP er best egnet som mål for biotilgjengelig fosfor i leirvassdrag. Nye klassegrenser for PIT bør fastsettes i forhold til dose-respons mot TRP så snart data fra flere upåvirkede leirvassdrag foreligger. PIT indeksen er opprinnelig korrelert mot totP fordi det ikke fantes tilgjengelige data på TRP (Schneider & Lindström, 2011). TotP er ikke et godt mål på algetilgjengelig fosfor (Ekholm, 1998), og dette gjelder spesielt ved høye nivå. Dette kommer at det da relativt sett er mer P som er bundet til partikler og i mange sammenhenger er dette utilgjengelig for algene, som illustrert av Schneider og Lindström (2011) (**Figur 10**).



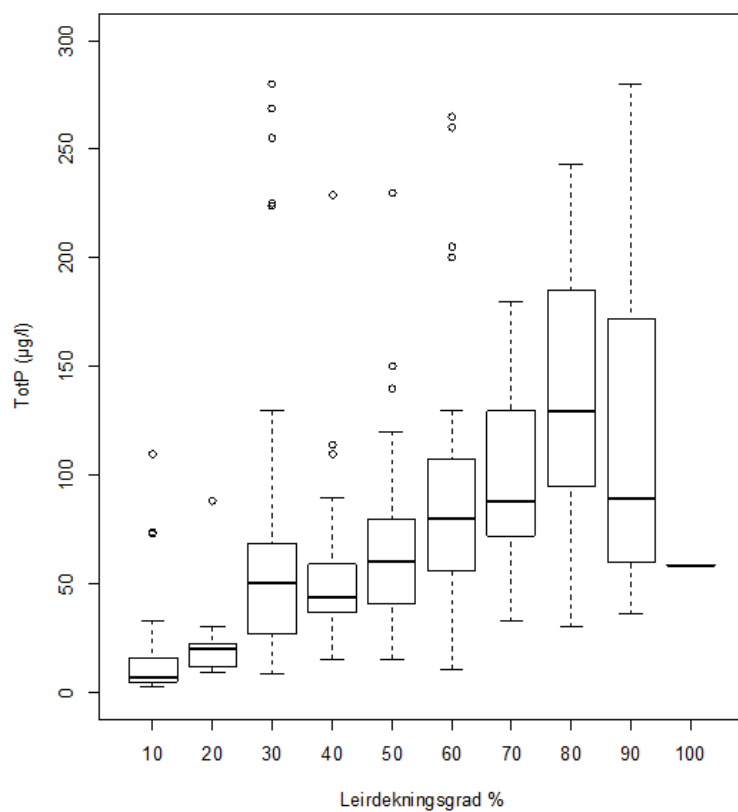
Figur 10. Sammenheng mellom PIT indeksen og totP. Median, 95. og 5. percentiler er vist. Figuren er hentet fra Schneider and Lindstrom (2011) og viser at totP ved høye nivå gir variable PIT-målinger.

3.6 TotP, TRP ($\text{PO}_4\text{-P}_{im}$) og LRP ($\text{PO}_4\text{-P}_m$)

Som vi har vist i avsnitt 3.1 var det en økning av totP, TRP og LRP med økende leirdekningsgrad i datasettet, og den sterkeste responsen på indeks for påvekstalger (PIT) var TRP. Vi kan av dette konkludere med at TRP trolig er den beste kvantitative kategorien for det brukervennlige, men utydelige begrepet "biotilgjengelig fosfor". Dette er et viktig men overraskende funn, som dels også divergerer med den gjeldende praksis i andre land (se **tabell 1**). Dette står i kontrast til anbefalinger av Ekholm (1998) som foreslår at LRP bør brukes i overvåking av P i leirvassdrag, og at denne variabelen best reflekterer faktisk biotilgjengelig fosfor. Etter hva vi kan se er det ikke riktig. Bakgrunnen for dette er LRP gir et minimumsestimat av algetilgjengelig P. LRP brukes som vannkjemisk støtteparameter i de fleste land fordi denne fraksjonen godt sporer eutrofiering fra fekal forurensing. LRP er lett å tolke fordi man fjerner partikkelstøy, men det er altså ikke et like godt mål på algetilgjengelig fosfor. Vi anbefaler derfor at begge fraksjoner vurderes brukt i den videre overvåkingen av leirvassdrag.

Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å kunne gi en anbefaling om TRP-analyser i leirpåvirkede vassdrag bør gjøres som ortofosfat eller fosfat (to ulike analysemetoder). For å svare på dette kan man ta prøver av påvekstalger fra leirpåvirkede elvestasjoner og analysere vannprøver fra samme stasjoner parallelt for både fosfat og ortofosfat.

Både konsentrasjon og variasjon i totP økte med leirdekningsgrad (**Figur 11**). Det er likevel ikke mulig med dette datasettet å si hvor mye av det relative bidraget som stammer fra antropogene og naturlige kilder. Det er ikke desto mindre klart at totP er en lite pålitelig variabel i leirvassdrag, der fosfordynamikken er så vidt kompleks. For å svare på dette spørsmålet er det av essensiell betydning at det skaffes til veie nye data om både vannkjemiske og biologiske forhold i upåvirkede leirvassdrag. Man bør derfor fortsette å måle totP også i sterkt leirpåvirkede vassdrag både med hensyn til forurensingsregnskap og vurdering av miljøtilstand inntil det foreligger ny kunnskap om totP og TRP i referansetilstand.



Figur 11. Forholdet mellom totP og leirdekningsgrad av nedbørsfelt. Dataene er gruppert inn i intervaller på 10 %, hvor 0 - 10 % er angitt som 10 % leirdekningsgrad, osv. Data er fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Morsa og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Innen hvert bokspott utgjør den tykke, horisontale linjen medianverdi, topp og bunn av boksene er 75 og 25 percentiler, de stiplede linjene strekker seg til de mest ekstreme punktene som ikke ligger mer enn 1,5 ganger interkvartilbredden fra boksene og separate punkter utgjøres av uteliggende verdier. Figuren viser at både konsentrasjon og variasjon i totP økte med leirdekningsgrad.

4. Konklusjoner og anbefalinger

1. Prosjektets oppdrag har dels vært å avklare hvorvidt de to biologiske indeksene ASPT for bunnfauna og PIT for begroingsalger kan brukes til å tilstandsklassifisere leirvassdrag. Vi har gjort dette ved å analysere indeksene i forhold til en rekke fysiske og vannkjemiske karakteristika i disse vassdragene sammenlignet med andre vassdrag. Viktige konklusjoner fra dette arbeidet er at begge indeksene har samme respons på totalfosfor i leirvassdrag som i andre vassdrag. Det er likevel flere forhold i leirvassdrag som må tas vurderes før disse indeksene brukes til tilstandsklassifisering i leirvassdrag:

2. PIT viser best dose-responsammenheng ved lave fosfornivåer (Total fosfor < 25 µg P/l), men i leirpåvirkede vassdrag ventes de naturlige bakgrunns-konsentrasjonene å være høyere enn dette. Referanseverdien og klassegrensene som gjelder for PIT indeksen i andre vassdrag kan derfor ikke benyttes for leirvassdrag. PIT indeksen responderte best på totalt reaktivt fosfat (TRP, ufiltrert fosfat/ortofosfat). Vi konkluderer derfor med at TRP er best egnet som mål for biotilgjengelig fosfor i leirvassdrag. Nye klassegrenser for PIT bør fastsettes i forhold til dose-respons mot TRP så snart data fra flere upåvirkede leirvassdrag foreligger.

3. Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å kunne gi en anbefaling om TRP i leirpåvirkede vassdrag bør analyseres som ortofosfat eller fosfat (to ulike analysemetoder). For å svare på dette bør man i det videre arbeidet ta prøver av påvekstalter fra leirpåvirkede elvestasjoner og analysere vannprøver fra samme stasjoner parallelt for både fosfat og ortofosfat.

4. ASPT responderer primært på organisk belastning og ikke eutrofiering direkte. Det antas at bakgrunns-konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff er like lav i leirvassdrag som i andre vassdrag. ASPT indeksen bør derfor brukes også i leirvassdrag med dagens klassegrenser, men kun dersom egnet substrat finnes. Da bløtt leirsubstrat kan inneholde mindre oksygen enn hurtigrennende strykpartier med stein- og/eller grussubstrat ved samme organiske belastning, må indeksen kun baseres på prøver tatt fra hurtigrennende strykpartier med stein- og/eller grussubstrat. For bløtt leirsubstrat finnes det ikke tilstrekkelig med data til å vurdere ASPT's egnethet. Om det ikke finnes egnede stasjoner med stein- og/eller grussubstrat kan ikke ASPT-indeksen anvendes med gjeldende klassegrenser.

5. Både konsentrasjon og variasjon i totP økte med leirdekningsgrad, men datasettet tillater ikke å avgjøre det relative bidraget fra antropogene og naturlige kilder. Både vannkjemiske og biologiske data fra upåvirkede leirvassdrag må derfor skaffes til veie for bl.a. å kunne revidere klassegrensene for PIT.

6. Data på STS og SGR er nødvendig for å identifisere leirpåvirkning. STS-SGR-bildet kan variere over tid, som følge av varierende nedbørmønster og endret bruk av nedbørfeltet (f.eks. hogst, veibygging med mer). Det anbefales derfor å bruke STS-SGR-data samlet over minimum tre år til vurderingen av hvorvidt et vassdrag må anses som et leirvassdrag i henhold til klassifiseringsveilederen. Prøver tatt under flom må ekskluderes fra beregningene.

7. Når det skal beregnes leirdekningsgrad, bør dette gjøres for nedbørfeltet til prøvestasjonen og ikke etter REGINE-metoden (som kan omfatte hele bekkefelt), som beskrevet i kapittel 2 – Metoder. Leirdekningsgrad ser ut til å være en noe variabel prokxy på leirpåvirkning, selv når den beregnes spesifikt for stasjonsnedbørfelt (og ikke REGINE). Det er dermed vanskelig å avgjøre om et vassdrag er leirpåvirket ved kun å se på leirdekningsgraden i nedbørfeltet.

8. Vannplanter kan være et alternativ til bunnfauna og begroingsalger for tilstandsklassifisering av elvekulper og stillestående vann, dersom sedimentasjonsraten er moderat.

9. Man bør fortsette å måle totP i sterkt leirpåvirkede vassdrag både med hensyn til forurensingsregnskap og vurdering av miljøtilstand, inntil det foreligger ny kunnskap om referansetilstanden for totP og TRP.

10. Vi anbefaler følgende kvalitetselementer/parametere brukes til tiltaksrettet overvåking for tilstandsklassifisering og vurdering av påvirkninger/kilderegnskap i leirvassdrag, samt for transport til vannforekomster nedstrøms.

Biologiske kvalitetselementer:

Bunnfauna (kun dersom strykparter med stein/grus-substrat finnes)

Begroingsalger (nødvendig for revurdering av klassegrenser i leirvassdrag)

Vannplanter (dersom kun bløtt substrat finnes og sedimentasjonsraten er moderat)

Fysisk-kjemiske støtteparametere:

STS (nødvendig for fastsetting av vanntype, leirvassdrag eller ikke)

SGR (nødvendig for fastsetting av vanntype, leirvassdrag eller ikke)

Total fosfor (totP) (eutrofieringspåvirkning, brukes til tilstandsklassifisering etter fjerning av flomprøver. Brukes også til beregning av transport til nedstrøms vannforekomster, men da må prøver tatt under flom også inkluderes)

Fosfat/ortofosfat, ufiltrert (TRP) (eutrofieringspåvirkning, beste prokxy for biotilgjengelig fosfor, nødvendig for å kunne revurdere klassegrenser for PIT-indeksen).

Fosfat/ortofosfat, filtrert (LRP) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

Total nitrogen (totN) (eutrofieringspåvirkning brukes kun til tilstandsklassifisering dersom nitrogenbegrensning kan antas, brukes dessuten til transport til nedstrøms vannforekomster, nitrogen er særlig relevant i kystvann)

Nitrat (NO₃-) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra landbruksavrenning, transport til nedstrøms vannforekomster, nitrogen er særlig relevant i kystvann)

Ammonium (NH₄-N⁺) (eutrofieringspåvirkning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF) (organisk belastning, særlig fra kloakk eller husdyrgjødsel)

Escherichia coli (E. coli) (fekal forurensing - prokxy for kloakkpåvirkning)

DEL 2 - Biologisk overvåking i leirpåvirkede vassdrag og erfaringer fra Smalelva

5. Metoder og datagrunnlag

Den etablerte metodikken for tilstandsklassifisering ved hjelp av ASPT og PIT ble testet i et sterkt leirpåvirket nedbørsfelt. Studieområdet ble lagt til Smalelva (Vestelva og Østelva) i VO Øyeren, Trøgstad (Vannforekomst: 002-17-R) hvor det ble opprettet 8 stasjoner i ulike deler av vassdraget (**Figur 12**). Disse hadde en leirdekningsgrad mellom 64,8 til 90,1 % (beregnet etter metoder beskrevet på side 15). En viktig problemstilling er om fysisk stress og følgeeffekter av dette kan overstyre kjemisk stress og dermed påvirke de biologiske indeksenenes egnethet til å beskrive miljøtilstanden. Med et slikt feltstudium ønsket vi å finne ut om sterkt leirpåvirkede elver er så fysisk ustabile at dagens økologiske kvalitetsparametere ikke er egnet til å gi et bilde av den reelle tilstanden i slike vannforekomster.



Figur 12. Plassering av stasjoner i Smalelva (Vestelva og Østelva). Stasjonskoordinater er vist i vedleggstabell 4.

Fra disse stasjonene ble det samlet biologiske og fysisk-kjemiske prøver. Første befaring ble gjennomført den 12.8.2014. Det ble da målt siktedyp i vannet på stasjon Vestbio1 ved hjelp av Secchi-skive og elektronisk lyskvantemåler (Li-COR LI1000). Påvekstalter ble samlet inn den 1.9.2014 og bunnfauna den 31.10.2014. Sammen med de biologiske prøvene ble det samlet inn vannprøver, data på siktedyp og habitatkarakteristika. Det ble tatt vannprøver den 1.9.- og 31.10.2014 for analyse av STS, SGR, totN, totP, PO₄-P_m, STS, SGR, NH₄. Det ble samlet inn en prøve av termotolerante koliforme bakterier (TKB) og biokjemisk oksygenforbruk etter 5 dager (BOF₅), henholdsvis den 1.9.- og 31.10.2014.

For å vurdere fysisk stress brukte vi indeksen Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen, 2013). Indeksen er utviklet i Danmark og er tilpasset små og mellomstore vassdrag. Fysisk stress baserer seg på transektmålinger av elvestrengen og elvebreddenes egenskaper. Det gis score for ulike fysiske trekk ved vassdraget som ventes å påvirke forholdene for biologien. Flere slike egenskaper summeres sammen til en samlet indeksverdi. Generelt medfører høy habitatheterogenitet lavt fysisk stress (høy score) og vice versa, og mye finpartikulært materiale på elvebunnen bidrar til lavere score sammenlignet med grovere substrat av stein og grus. Detaljer er vist i **tabell 3**. Den høyeste score som kan oppnås med indeksen er 63. Det er ikke oppgitt klassegrenser. Det finnes ikke noe tilsvarende system laget for norske forhold, og denne indeksen har etter vår erfaring ikke blitt anvendt i Norge tidligere.

Tabell 3. Registreringsskjema for Dansk Fysisk Indeks (DFI). Indeksverdier regnes ut som sum av en rekke ulike habitatsparametere. Disse beregnes ut fra et gjennomsnitt basert på 10 transekter av elvestrengen og elvebreddene (skalaverdi 0 til 3) og vektet med en faktor (F)

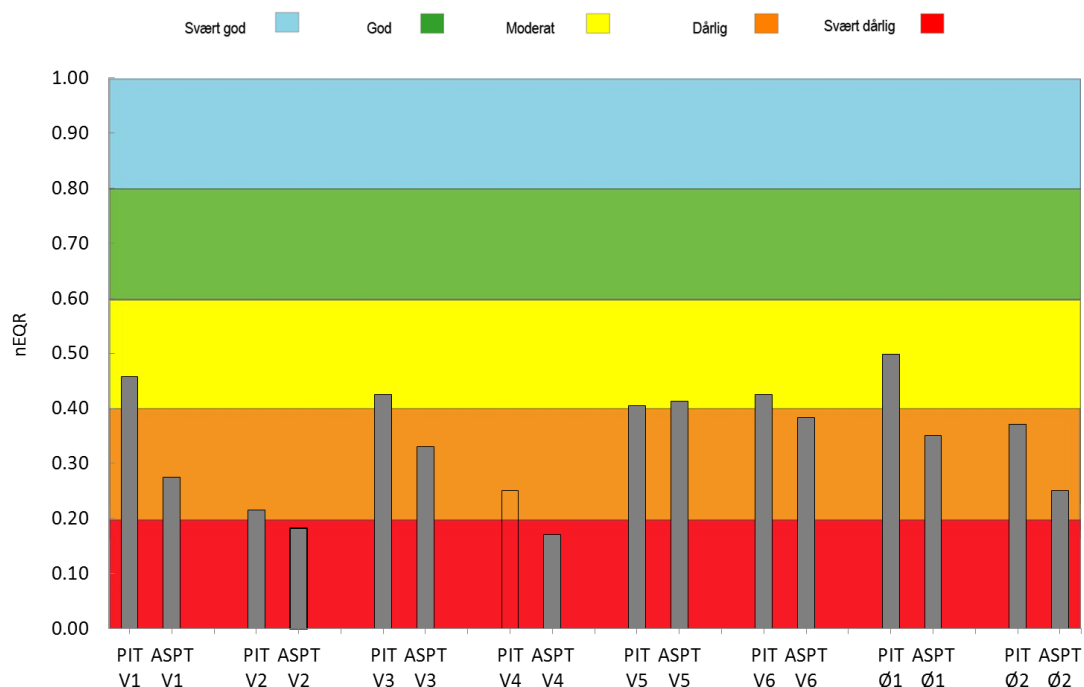
Strekingsparametre	0	1	2	3	Skalaverdi (I=1-3)	Faktor (F)
Høler/kulper og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %		2
Slygnings/buktningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende		1
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig		2
Bredde						
Breddevariasjon (CV) =SDbredde/Middelbredde*100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %		2
Underskårne bredder %	Ingen	25 %	26-50 %	>50 %		1
Bredde av upåvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10		1
Vannløpsparametere	0	1	2	3		
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	Ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %		1
Raskt stryk	Ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %		1
Rotter i vannløpet	Ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %		1
Oppstikkende vegetasjon med rotter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %		1
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %		1
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	Ingen	0-10%	11-20%	>20%		2
Jernutfelling (jernfarge)	Ingen	Svak		Utbredt		-2
Substrat Parametre	0	1	2	3		
Stendekning	Ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %		2
Grusdekning	Ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %		2
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %		1
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %		-2

6. Resultater og diskusjon

Taksalister for påvekstlger og bunnfauna er vist i **vedleggstabell 7 og 8**. Stasjonsbeskrivelser, bilder og feltnotater er vist i **vedlegg C**.

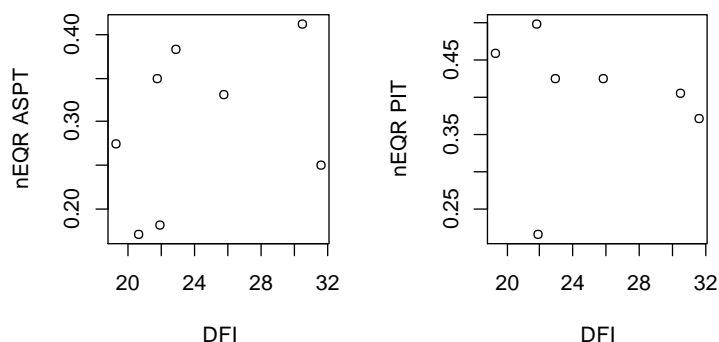
6.1 Økologisk tilstand

På alle åtte stasjoner var det mulig å måle økologisk tilstand på bakgrunn av ASPT. For PIT ble det på stasjon Vestbio4 ikke funnet nok indikatorer for indeksberegning og dermed foreligger det kun PIT-målinger fra sju stasjoner. ASPT og PIT indikerte moderat til dårlig miljøtilstand, og ASPT indikerte jevnt over litt lavere miljøtilstand enn PIT (**Figur 13** og **vedleggstabell 5**). Slike mindre forskjeller mellom kvalitetselementene er forventet, jmfør diskusjon i kapittel 3.



Figur 13. Normalisert EQR for PIT og ASPT beregnet for 8 stasjoner i Vestelva og Østelva, der verdiene angir økologisk tilstand. Søylar uten farge angir usikker indeksverdi grunnet for få indikatorer. V koder for Vestelva og Ø koder for Østelva (stasjonskoordinater er gitt i **Vedleggstabell 4**).

Basert på vannkjemiske målinger var samtlige stasjoner påvirket av forurensning fra jordbruks og/eller utslipp fra spredte avløp (**Vedleggstabell 6**). Med unntak av Vestbio1 hadde samtlige stasjoner et innhold av TKB som var høyere enn 500 /100 ml. Målinger av $PO_4\text{-}P_{\text{m}}$ og totN forsterket dette inntrykket og viste en betydelig belastning av næringssalter. Prøver av biologisk oksygenforbruk var ved en feiltakelse analysert med for høy deteksjonsgrense (3 mg O/l) og det var dermed lite å få ut av de målingene. Slike analyser bør ha en deteksjonsgrense på minimum 0,5 mg O/l. Vi fant ingen tydelig sammenheng mellom fysisk stress (DFI) og de biologiske indeksene (**Figur 14, Vedlegg D**). DFI målte høyest fysisk stress på lokaliteter som var sakteflytende, med lav habitatheterogenitet og høy sedimentering av finmasser (eksempelvis Østbio1 og Vestbio1). Datasettet for DFI og de fysisk-kjemiske og bakterielle vannmålinger er lite. Det ser likevel ikke ut til at DFI gradienten hadde en tydelig effekt på de biologiske indeksene.



Figur 14. NEQR av ASPT og PIT i forhold til fysisk stress (DFI) for henholdsvis åtte og sju stasjoner i Vestelva og Østelva. Stasjonen Vestbio4 er utelatt for PIT grunnet for få indikatorarter.

ASPT og PIT er robuste indekser i den forstand at de baseres på tilstedeværelse eller ikke-tilstedeværelse av indikatorer (T-IT indekser). Indeksverdien blir her den samme enten det registreres en eller 100 individer av den samme indikatoren. Samfunn av bunnfauna og påvekstalger struktureres av en rekke forhold i nedbørsfeltet – biotiske så vel som abiotiske – og vi forventer derfor endret sammensetning av grupper (funktjonalitet) ved endret næringstilbud, hydrologi, e.l. Slike forhold trenger ikke påvirke T-IT indekser fordi indikatorene fortsatt vil være tilstede. Hensikten med en slik «grov» indekstilnærming er at vurderingene i liten grad påvirkes av slik variasjon, som naturlig vil variere mellom stasjoner i vassdrag. Vi ønsket med denne stasjonsutvelgelsen å etablere en forurensingsgradient med økende påvirkning nedover i vassdraget, med stasjon Vestbio6 som en upåvirket referansestasjon. Målinger av TKB viste likevel at også denne stasjonen mottar en betydelig mengde fekal forurensing, og med den foreliggende usikkerheten rundt kjemisk påvirkning er det fortsatt uavklart hvordan fysisk stress gir synergistiske effekter på PIT og ASPT i sterkt leirpåvirkede vassdrag. Datainnsamling for å kunne beregne DFI var tidkrevende, men ga en viktig gevinst gjennom å belyse habitatheterogeniteten i disse vassdragene, som vist i **Vedlegg C**. Forekomst av grus og steinpartier, samt stor habitatheterogenitet og varierende strømningforhold, støtter videre opp om konklusjonene fra rapportens del 1 om at biologiske samfunn, og kanskje spesielt bunnfaunaundersøkelser, ser ut til å være godt egnet til å måle miljøtilstand også i disse vassdragene. Ut i fra våre erfaringer er det ingen grunn til å tro at slike lokaliteter skal ha et lavt biologisk mangfold i upåvirket tilstand. Stokastiske forstyrrelser som masseutglidninger kan paradoksalt nok være med på å opprettholde høyt artsmangfold (Lake, 2000; Resh *et al.*, 1988), fordi konkurransesterke arter ikke får dominere fritt (intermediate disturbance hypothesis) (Hobbs & Huenneke, 1992). Erosjonsutsatte, meanderende elveparti har en høy habitatsdiversitet og utfyller en viktig økosystemfunksjon, og i Norge er meanderende elveparti rødlistet til kategori sterkt truet (EN) i henhold til norsk rødliste for naturtyper (Mjelde, 2011).

6.2 Stress fra diffus sedimentasjon, turbiditet og lys

Høy transport av løsmasser gjelder generelt for landbrukspåvirkede lavlandselver, og spesielt i nedbørsfelt der det på slutten av siste istid ble avsatt leire – såkalt «marin leire». Leira gir godt jordsmonn, blant annet fordi den inneholder en del biotilgjengelig fosfor, og de fleste områdene på marin leire har vært under plogen gjennom lange tider. I de øvre og noe brattere delene av disse nedbørsfeltene, der vannet eroderer, kan det dannes ravinedaler, som ved regnskyll stadig tilfører vassdraget nedstrøms store mengder leire (Bogen & Berg, 1994). Strømmende vann eroderer lett i slike løsmasser, og vassdragene har her derfor ofte forhøyet turbiditet (høyt STS). Landbruk og andre menneskelige aktiviteter forsterker gjerne avrenningen av finpartikulært materiale (Stevens & Cummins, 1999). Dette forekommer typisk gjennom

overflateavrenning fra jorder, grøfning eller endret vannføringsmønster, men det kan også skyldes fysiske inngrep i nedbørsfeltet, som for eksempel hogst og veibygging, masseuttak, som kan gi en ustabil grunn og fremme jordskred (Bogen & Sandersen, 1991). Bogen m.fl (1993) fant at uten tiltak bidrar våre aktiviteter med 45 % av de totale partikkeltilførslene i leirvassdrag. Bogen og Bønsnes (2004) viste senere at det var mulig å redusere den naturlige leirerosjonen drastisk ved steinlegging og tilpassede forbygninger.

Våre undersøkelser fra Smalelva viser at lysinnstrålingen i sterkt leirpåvirkede vassdrag kan varierer mye i tid og rom (**vedleggstabell 4**). Den nedre stasjonen i Smalelva (Vestbio1) hadde omlag 90 % leire i nedbørsfeltet og STS på 65 mg/L (basert på målinger fra overvåking over flere år). Værforholdene forut for målingene hadde stor betydning for målt siktedyp. Smalb1 hadde et Secchi-dyp på kun 2,5 cm etter en periode med regnvær og 14 cm etter en lang periode med oppholdsvær. Påvekstalger ble funnet dypere enn 14 cm og dette viser at algene kan utnytte lyset dypere enn Secchi-dyp (**Figur 15**). Vi forsøkte å måle nettopp hvor mye lys som var tilgjengelig for algeproduksjon på ulike dyp, men på grunn av høy turbiditet var det vanskelig å få gode nok målinger. På tross av lavt siktedyp på Vestbio1 under prøvetakingen ble det her funnet åtte indikatorer for PTT indeksen. Dette viser sterk leirpåvirkning ikke nødvendigvis trenger å være begrensende for antall indikatorer.



Figur 15. Stasjon Vestelva1. Siktedypet avtar fort i vassdrag med høyt innhold av suspendert materiale (t.v.). På de strømutsatte partiene fantes det tilstrekkelig med substrat til å få tatt prøver (t.h.).

6.3 Substrat

Habitatundersøkelser vi har gjort i en rekke vassdrag med mye leire viser at substratet ikke er så homogent og ustabil som vi først skulle tro. Kvist og falne trær skaper turbulens i vannet og dette gir ofte en flekkvis fordeling av leire, sand/silt, grus og stein. Det dannes heterogene strukturer også i leira, alt fra mindre hulrom til groper på over 20 cm, som formens i kantskygger av kvist, trær, stein e.l. Her samles organisk materiale som direkte eller indirekte utgjør næringsemner for bunnfauna og substrat for påvekstalger (**Figur 16**).



Figur 16. Leirpåvirkede elver og bekker har ofte variert bunnssubstrat. Stasjon Vestbio4 (øvre t.v.), substratsammensetning på stasjon Vestbio4 (øvre t.h.), strykparti fra stasjon Vestbio3 med synlige utglidninger av leire (nedre t.v.) og døgnfluene *Kageronia fuscogrisea* og *Heptagenia dalecarlica* funnet på rent leirsubstrat (nedre t.h.).

6.4 Akutt sedimentasjon og fysisk stress

Erosjonsstress er en naturlig egenskap i leirpåvirkede vassdrag (Bogen & Sandersen, 1991). Et sentralt spørsmål blir dermed om dette påvirker de biologiske indikatorene tilstrekkelig til at økologisk tilstand ikke kan vurderes. I løpet av høsten 2014 – i perioden mellom prøvetaking av påvekstalger og bunnfauna – ble det avsatt betydelige mengder med leirpartikler langs elvebredden av Smalelva (**Figur 17**). Ved prøvetaking av bunnfaunaen var forholdene på stasjon Vestbio3 fortsatt dominert av grus og småstein slik som under prøvetaking av påvekstalger en måned i forveien. Strømningsbildet på stasjonen hadde hindret en nedslamming. Dette illustrerer at det skjer lite partikkelsedimentasjon på substratet i strykpartiene i leirvassdrag og gjør at vi ofte finner grus og steinpartier i disse vassdragene om vi leter etter områder med høy vannhastighet. Det ble på denne stasjonen registrert 14 taksa av EPT og til sammen 13 indikatortaksa for å beregne ASPT. Videre ble det funnet mer enn 200 knottlarver (partikkelfiltrerende bunndyr) pr. kvadratmeter på denne stasjonen. Dette indikerer at de elementene i samfunnet av bunndyr som brukes til indeksberegninger ikke ser ut til å bli påvirket i noen større grad av denne typen hendelser. Et interessant moment er likevel hva som skjer i vassdragsavsnitt som fungerer som sedimentasjonsbasseng i vassdragene – både fysisk-kjemisk og biologisk - om mye organisk sedimenteres her i korte eller lengre perioder. Siden det er samfunnene som lever i og på strykpartier som de biologiske systemene baseres på (i leirpåvirkede vassdrag så vel som i ikke-leirpåvirkede vassdrag), er det i disse habitatene vi har samlet oss mest kunnskap og erfaring. Trolig er kulper og sakteflytende partier mer følsomme for organisk belastning på grunn av dårligere innblanding av atmosfærisk oksygen. Derfor kan tilstanden sannsynligvis være

dårligere i slike deler av vassdraget (for eksempel i vinterhalvåret under isen) sammenlignet med strykpartiener.



Figur 17. Foto av Smalelva-vassdraget oppstrøms stasjon Vestbio 3 (t.v.) og forholdene på Vestbio 3 (t.h.) under prøvetaking av bunnfaunaen høsten 2014.

6.5 Plantervernmidler

I nedbørsfelt hvor det benyttes plantervernmidler i jordbruket, forventes det å finnes rester av disse i vannmiljøet (Stensrød & Eklo, 2014). Forekomst av plantervernmidler i norske vassdrag har blitt overvåket gjennom program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) som er et nasjonalt overvåkingsprogram som dokumenterer effekter av jordbrukspraksis og tiltak mht. avrenning og vannkvalitet (Bechmann *et al.*, 2014). Resultatene fra JOVA-programmet viste at i perioden 1995-2010 oversteg 10 % av alle funn i de jordbruksbekkene som ble undersøkt verdiene for miljøfarlighet (MF) (Stensrød, Lode & Holen, 2014). Dette innebærer en risiko for skadelige effekter på organismer i vann, og målsetningen er derfor at nivåer i fremtiden skal ligge lavere enn MF. Eksempelvis er Imidakloprid (Neonikotinoider) en type insektmiddel som er hyppig brukt i det moderne jordbruket. Stoffet ble først inkludert i JOVAs søkespekter i 2011 og overvåkingen har vist funn av dette midlet i konsentrasjoner over MF-verdier (Bechmann *et al.*, 2014). Stoffgruppen har blant annet blitt koblet til den markante bestandsnedgangen hos honningbier i flere land (Krupke *et al.*, 2012) og man tror stoffet også er skadelig for andre organismegrupper (Jeschke *et al.*, 2011). Man har forsøkt å finne direkte biologiske effekter disse stoffene i akvatiske miljøer (Van Dijk, Van Staalduin & Van der Sluijs, 2013), men siden ulike plantervernmidler ofte forekommer samtidig er det vanskelig å måle isolerte effekter av hvert enkelt stoff (Vijver & van den Brink, 2014). Plantervernmidler kan påvirke struktur og funksjon i akvatiske økosystemer, og de skadelige effektene skjer trolig ved lavere nivåer enn MF (Schafer *et al.*, 2007). I vårt arbeid med landbrukspåvirkede vassdrag har vi kommet opp i tilfeller der biologien viser en avvikende respons fra forventningen. Dette har vært situasjoner med et totalt fravær av påvekststalger det ene året med påfølgende høye tettheter året etter. Videre finnes det tilfeller der bunnfaunaen åpenbart har vært påvirket av stoffer utover organisk forurensing, som man der forventet var den dominerende påvirkningstypen. Om plantervernmidler påvirker biologi også i norske vassdrag vet vi ikke sikkert, men det er høyst sannsynlig. Laboratorieundersøkelser med både akutte tester og tester over lengre perioder indikerer at slike effekter kan forekomme (Karl Jan Aanes, personlig kommunikasjon). Det er derfor viktig å være klar over at landbrukspåvirkede vassdrag utsettes for flere stoffer enn hva som normalt inngår i den vannkjemiske

overvåkingen. Disse kan gi effekter på de biologiske samfunnene og slik indirekte påvirke tilstandsklassifiseringen.

6.6 Utbedring av vannkvalitet tar tid

I mange sammenhenger ventes det at biologiske samfunn raskt returnerer til før-tilstand om det gjøres utbedrende tiltak. Dette skjer typisk når habitatkvaliteten gjenopprettes kjemisk, fysisk og økologisk, ved utbedringer av for eksempel kjemiske punktutslipp hvor den aktuelle forurensingen fjernes fra vann og bunnsedimenter (Bækken, 2013). Om et nedbørsfelt har vært under høyt press over tid ventes det derimot at de biologiske samfunnene viser en forsinket respons på effekten fra ulike miljøtiltak (Hamilton, 2012). Harding *et al.* (1998) viste at den beste forklaringen på dagens biodiversitet av bunnfauna og fisk skyldtes aktiviteter i nedbørsfeltet, og da spesielt jordbruk, når situasjonen på 1950 ble sammenlignet med dagens aktiviteter 40 år senere. Et viktig moment i vassdragsrestaurering/rehabilitering av landbrukspåvirkede vassdrag er derfor at det kan ta tid før man ser den samlede effekten av utbedrende tiltak.

6.7 Ulike tilnæringer til biologisk overvåking i Europa

Kontakt med andre forskere i Europa viser at mye er likt i vår tilnærmingen til tiltaksrettet overvåking av vassdrag. Man oppretter stasjoner i vannforekomstene og tar prøver av flere biologiske kvalitetselementer. Hvis en lokalitet er påvirket pleier et eller flere kvalitetselementer å feile i å nå miljømålet. Man må så gjøre en jobb for å finne ut hvilke tiltak man tror gir best respons i forhold til å bedre vannkvaliteten og målet om god økologisk tilstand. Dette kan ofte være en vanskelig oppgave. En generell utfordring med leirpåvirkede vassdrag i Nord-Europa er mangel på tilgjengelige referansedata. Vi vet ikke hvordan det upåvirkete naturmiljøet i disse vassdragene skal se ut, noe som gjelder både fysisk-kjemiske forhold og hvordan sammensetningen av de biologiske samfunnene burde være. Ingen land vi har vært i kontakt med har gått bort fra å bruke biologi for å tilstandsklassifisere vassdrag med påvirkning fra mye leire og/eller finpartikulært materiale. Alle understreker derimot viktigheten med å velge ut egnede stasjoner for biologisk overvåking. I det følgende oppsummerer vi hvordan noen av våre naboland tilnærmer seg biologisk overvåking lavlandsvassdrag med leire eller mye finpartikulært materiale.

I Storbritannia brukes River Invertebrate Classification Tool (RICT) for klassifisering av miljøtilstanden ved hjelp av bunnfaunaen i alle elvetyper. Dette omfatter modeller fra River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS), til å modellere forventede bunndyrsamfunn på et undersøkt vassdragsavsnitt. Fra modellene beregnes indeksverdier basert på observert verdi i forhold til modellert referanseverdi. Referanseverdi estimeres ut fra hvilke habitatkarakteristikker man registrerer på lokaliteten, eksempelvis økoregion, geokjemi og hydrologi (Clarke, Wright & Furse, 2003). Det er verdier fra ASPT indeksen og antall taksa i bunndyrsamfunnet som rapporteres inn til EU i arbeid med Vannforskriften, men flere nye indekser er under utvikling.

I vassdrag hvor organisk forurensing er betydelig redusert de senere årene, har det blitt økt fokus på hydromorfologisk stress, habitat modifikasjon og sedimentasjon. Disse belastningstypene henger gjerne sammen og det er utviklet to indekser for å måle effekter av disse: Hydromorfologisk stress (LIFE indeks) (Extence, Balbi & Chadd, 1999) sedimentasjon (PSI) (Extence *et al.*, 2013; Glendell *et al.*, 2014). Indeksene er ikke interkalibrerte i henhold til Vannforskriften, men dette vil bli forsøkt gjort snart (Chris Extence, personlig meddelende). Når den vannkjemiske kvaliteten er dårlig, vil LIFE og PSI gi uklare svar. Disse indeksene blir derfor sett på som et steg nummer to i dette arbeidet med å nå miljømålet etter utbedringen av kjemisk vannkvalitet (hovedsakelig organisk belastning). For alger (diatomeer) mangler

man referanser for sakteflytende lavlandselver, og man har derfor samme utfordring som i Norge. Man har tilnærmet seg problemet på to måter: Benyttet algesamfunn som vokser på vannplanter (siden algesamfunnene her har vist samme indeksverdi som alternativt substrat) eller så har bare vurdert tilstand på bakgrunn av vannplanter direkte. Man heller mot det siste, siden det gjerne beheftes mer usikkerhet knyttet til referansesamfunn for diatomeer i slike vassdrag. For substrattyper hvor det ikke er mulig å finne fast substrat, benyttes vannkjemi istedenfor biologi til å vurdere tilstand. Det finnes ingen vurderings-systemer for sedimentasjon på bakgrunn diatomeer, selv om responser på samfunnene er sannsynlige, for eksempel større dominans av arter med stort bevegelsespotensial (Martyn Kelly, personlig kommunikasjon).

I Danmark benyttes kun bunnfauna i biologisk tilstandsklassifisering av elver (Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI)). Det er i tillegg utviklet indekser for vannplanter, alger (diatomeer) og fisk, men disse er ennå ikke interkalibrerte (Wiberg-Larsen *et al.*, 2013). Det skilles ikke på vanntyper og man antar derfor at naturtilstanden for DVFI er lik i alle danske vassdrag. I Sverige brukes bunnfauna indeksen ASPT og i tillegg en multi-indeks som er tilpasset eutrofiering/organisk forurensing (DJ-index) (Naturvårdsverket, 2007). Det benyttes referanseverdier fra tre ulike økoregioner – Boreala höglandet, Centralslättan og Fennoskandiske skölden. Centralslättan har lavere forventning for begge indekser sammenlignet med de to andre. For påvekstalger brukes et system basert på sammensetning av diatomeer. Makroalger anvendes ikke til å tilstandsvurdere svenske vassdrag, men et nytt system er under utvikling (Maria Kahlert, personlig kommunikasjon). Som i Norge forsøker man så langt det er mulig å finne strykpartier for å ta prøver av alger og bunnfauna. I tilfeller hvor dette ikke er mulig, brukes vannkjemi alene til å vurdere tilstand (Leonard Sandin, personlig kommunikasjon). I Finland er det utviklet egne vurderingssystemer for bunnfauna og påvekstalger i leirpåvirkede elver. Disse har egne referansesamfunn som skiller seg fra områder med mye mineralsk jord eller myr, men det presiseres fra finsk hold at man ikke vet nok om referanseforhold i disse vassdragene, og det knyttes stor usikkerhet tilstandsvurderinger også her. I Tyskland benyttes bunnfauna, alger og makrofytter i leirpåvirkede vassdrag. Også de har hatt store utfordringer med å finne referansesamfunn for biologi, siden lavlandsvassdragene ligger i områder med intensivt landbruk. Man har da forsøkt å estimere denne ved hjelp av ekspertvurderinger og data fra beste tilgjengelige referanser. Erfaringsmessig fungerer systemet bra (Daniel Hering, personlig kommunikasjon). For bunnfauna brukes en saprobi-indeks og en indeks for generell degradering av samfunnet. Det finnes hele 27 ulike vanntype-referanser (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>). Man har en lavere forventning til naturtilstand i leirpåvirkede og sand/silt påvirkede vassdrag, det vil si at man forventer en viss grad av naturlig saprobiering, grunnet lav helningsgradient og rolige strømningsforhold. Det presiseres at Tyskland ikke har nedbørsfelt med like stor leirdominans som vi har målt på Østlandet. For påvekstalger finnes det også et nyansert system for vanntypereferanser (<http://www.lfu.bayern.de>). Det benyttes diatomeer og makroalger. Diatomeer i vassdrag med leirsedimenter i «det sentrale høylandet» har egne vanntypereferanser, avhengig av størrelsen på nedbørsfeltet. Som for bunnfauna finnes det ikke upåvirkede referanselokaliteter for disse vanntypene, men det er generelt satt et lavere miljømål for alger. Gjeldende indekser for elver med leirsedimenter er ikke interkalibrert og det beheftes dermed usikkerhet rundt vurderingene også her (Julia Foerster, personlig kommunikasjon).

Det er altså ikke en enhetlig forståelse i Europa hvordan man skal tilnærme seg referansetilstand i elver med mye leire og/eller finpartikulært materiale. Det er intuitivt at saktestrømmende vassdrag er mer utsatt når det gjelder et høyt oksygenforbruk på grunn av nedbryting av organisk materiale, slik som poengtert fra Tyskland, fordi en homogen og laminær strøm og gjør at lite atmosfærisk oksygen blandes inn i vannmassene. Et viktig spørsmål blir likevel om disse vassdragene bør ha et lavere eller strengere miljømål for økologisk tilstand. Et sakteflytende vassdrag tåler trolig en lavere dose av organisk stoff for å gi

tilsvarende biologisk respons som i et hurtigstrømmende vassdrag, hvilket impliserer at sakteflytende elver burde ha et strengere miljømål fordi det krever relativ mindre belastning for å gjøre samme skade.

7. Veien videre

Det er gjort betydelig inngrep i landbrukspåvirkede nedbørsfelt i Norge de siste hundre årene. Landbruket har blitt intensivert og arealer utvidet på bekostning av tidligere naturområder. Jordsmonnet i områder med intensivt jordbruk har akkumulert antropogent tilført fosfor som stadig re-mobiliseres og påvirker vassdragene også etter at gjødslingen er avsluttet. For lavlandsvassdragene – som omfatter leirpåvirkede vassdrag – har man av nevnte grunner ikke uten videre klart å finne upåvirkede referansevassdrag.

De biologiske vurderingssystemene som er tilpasset vannforskriften er enkle og fungerer erfaringsmessig godt i de fleste vanntyper i Norge. Som ellers i Europa oppstår problemene særlig i mer komplekse økosystemer og vanntyper, slik som leirpåvirkede vassdrag. Her er den naturlige variasjonen stor, både innad og mellom vassdrag, og man har i tillegg flere, og trolig interagerende, forurensningstyper. Økologien i alle vassdrag har over tid tilpasset seg naturlig nedbørsfeltprosesser, blant annet særtrekk knyttet til geologi, struktur og bruken, som bestemmer sammensetning og tilførsel av stoffer til vassdragene. I Norge er det ikke påkrevd å gjøre en systematisk karakterisering av nedbørsfeltvariabler, ei heller habitatkarakteristikker knyttet til prøvestasjonen når resultatene presenteres. En systematisk tilnærming til dette ville vært et fremskritt i norsk vannforvaltning. For de leirpåvirkede vassdragene trengs det data fra upåvirkede områder for å kunne estimere naturtilstanden. Å samle data fra slike områder, enten det er i Norge eller i utlandet, vil være et viktig neste steg i arbeidet med å finne relevante referanser til leirpåvirkede vassdrag. I Sverige og Storbritannia foreligger det modeller som estimerer referansetilstand for fosfor basert på fysisk-kjemiske egenskaper i nedbørsfeltene. Et videre arbeid kan forslagsvis starte med å undersøke erfaringer med disse modellene og se hvorvidt disse kan egne seg til bruk i Norge.

8. Referanser

- Barton K. (2013) MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.9.11, <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bechmann M., Stenrød M., Pengerud A., Grønsten H.A., Deelstra J., Eggestad H.O. & Hauken M. (2014) Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2013. Bioforsk Jord og Miljø. www.Bioforsk/JOVA, 9, 92.
- Berge D. & Källqvist T. (1990) Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensingskilder. Sluttrapport. NIVA rapport, 130.
- Berge D. & Källqvist T.V.I.V.L. (1998) Biological availability of various P-sources studied in different test systems. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26, 2401-2404.
- Bilotta G.S. & Brazier R.E. (2008) Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42, 2849-2861.
- Bogen J. & Berg H. (1994) The contribution of gully erosion to the sediment budget of the River Leira. Variability in stream erosion and sediment transport (proceedings of the Canberra Symposium, December 1994). IAHS. no., 224.
- Bogen J. & Sandersen F. (1991) Sedimentkilder, erosjonsprosesser og sedimenttransport i Leira-vassdraget på Romerike. Delrapport i prosjektet: Forurensing som følge av leireerosjon og betydningen av erosjonsforebyggende tiltak. NVE Rapport Nr 20.
- Braskerud B.C. & Hauge A. (2008) Fangdammer for partikkel og fosforrensing. *Bioforsk FOKUS*, 12, 38.
- Bækken T. (2013) Resipientundersøkelse i Begna ved Follum i Hønefoss i 2012. NIVA-rapport;6465, 16.
- Clarke R.T., Wright J.F. & Furse M.T. (2003) RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, 160, 219-233.
- Djodjic F. & Wallin M. (2011) Förslag till vidareutveckling av bedömningsgrunder för fosfor i vattendrag - Reviderad bakgrundshalt för jordbruksmark. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2011:6.
- Dunlop J.E., Kefford B.J., Mcneil V.H., Mcgregor G.B., Choy S. & Nugegoda D. (2008) A review of guideline development for suspended solids and salinity in tropical rivers of Queensland, Australia. *Australasian journal of ecotoxicology*, 14, 129-142.
- Ekholm P. (1998) Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. *Monographs of the Boreal Environment Research*, 11, 64.
- Ekholm P. & Krogerus K. (2003) Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, 492, 29-42.
- Extence C.A., Balbi D.M. & Chadd R.P. (1999) River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: A framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers- Research & Management*, 15, 543-574.
- Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J., Wood P.J. & Taylor E.D. (2013) The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, 29, 17-55.
- Fölster J. (2014) Bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag. En sammanfattning av kunskapsläget med rekommendationer för statusklassningar. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2014:9.
- Glendell M., Extence C., Chadd R. & Brazier R.E. (2014) Testing the pressure-specific invertebrate index (PSI) as a tool for determining ecologically relevant targets for reducing sedimentation in streams. *Freshwater Biology*, 59, 353-367.
- Graham A.A. (1990) Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. *Hydrobiologia*, 199, 107-115.
-

-
- Hamilton S.K. (2012) Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration. *Freshwater Biology*, 57, 43-57.
- Harding J.S., Benfield E.F., Bolstad P.V., Helfman G.S. & Jones E.B.D. (1998) Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95, 14843-14847.
- Hobbs R.J. & Huenneke L.F. (1992) Disturbance, diversity, and invasion - implications for conservation. *Conservation Biology*, 6, 324-337.
- Hothorn T., Bretz F. & Westfall P. (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50, 346-363.
- <https://www.gov.uk>. Water Framework Directive implementation in England and Wales: new and updated standards to protect the water environment. May 2014. 41.
- Jeschke P., Nauen R., Schindler M. & Elbert A. (2011) Overview of the Status and Global Strategy for Neonicotinoids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59, 2897-2908.
- Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L., Sear D.A., Naden P.S. & Armitage P.D. (2012) The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications*, 28, 1055-1071.
- Krupke C.H., Hunt G.J., Eitzer B.D., Andino G. & Given K. (2012) Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *Plos One*, 7, 8.
- Lake P.S. (2000) Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 573-592.
- Larsen S. & Ormerod S.J. (2010) Combined effects of habitat modification on trait composition and species nestedness in river invertebrates. *Biological Conservation*, 143, 2638-2646.
- Larsen S., Pace G. & Ormerod S.J. (2011) Experimental effects of sediment depositions on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Research and Applications*, 27, 11.
- Lindholm M., Haaland S. & Gjemlestad L.J. (2011) Overvåking av vassdrag på Romerike 2010 og samlet vurdering av økologisk tilstand for perioden 2008-2010. NIVA-rapport 6121, 88.
- Mjelde M. (2011) Norsk rødliste for naturtyper. Artsdatabanken, 69-74.
- Naturvårdsverket. (2007) Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (In Swedish). Bilaga A, till Handbok 2007:4, 55.
- Owens P.N., Duzant J.H., Deeks L.K., Wood G.A., Morgan R.P.C. & Collins A.J. (2007) Evaluation of contrasting buffer features within an agricultural landscape for reducing sediment and sediment-associated phosphorus delivery to surface waters. *Soil Use and Management*, 23, 165-175.
- Owens P.N., Walling D.E., Carton J., Meharg A.A., Wright J. & Leeks G.J.L. (2001) Downstream changes in the transport and storage of sediment-associated contaminants (P, Cr and PCBs) in agricultural and industrialized drainage basins. *Science of the Total Environment*, 266, 177-186.
- Pilotto F., Solimini A.G., Gevrey M., Argillier C., Miler O., Pusch M. & Böhmer J. (2011) Deliverable D3.3-3: Development of tools for the assessment of European lakes using benthic invertebrates: A preliminary analysis. Project Report. WISER web-site. (Unpublished).
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R.C. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 433-455.
- Rubaek G.H., Kristensen K., Olesen S.E., Ostergaard H.S. & Heckrath G. (2013) Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark. *Geoderma*, 209, 241-250.
- Sand-Jensen K., Friberg N. & Murphy J. (2006) *Running Waters - Historical development and restoration of lowland Danish streams*. National Environmental Research Institute, Denmark, ISBN 978-87-7772-924-4, 159.
- Schafer R.B., Caquet T., Siimes K., Mueller R., Lagadic L. & Liess M. (2007) Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382, 272-285.
- Schneider S.C. & Lindstrom E.A. (2011) The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665, 143-155.
- Solheim A.L., Berge D., Tjomsland T., Kroglund F., Tryland I., Schartau A.K., Hesthagen T., Borch H., Skarbøvik E., Eggestad H.O. & Engebretsen A. (2008) Forslag til miljømål og klassegrenser for
-

-
- fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og egnethet for brukerinteresser. Supplement til Veileder for økologisk klassifisering. NIVA rapport, L.NR. 5708, 79.
- Steinman A.D. & McIntire C.D. (1990) Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management*, 14, 589-604.
- Stensrød M. & Eklo O.M. (2014) Plantevernmidler som miljøgifter i akvatiske miljø? *Vann*, 2.
- Stensrød M., Lode O. & Holen B. (2014) Plantevernmidler i vann - miljørisiko. *Bioforsk TEMA*, 9.
- Stevens M.H.H. & Cummins K.W. (1999) Effects of long-term disturbance on riparian vegetation and in-stream characteristics. *Journal of Freshwater Ecology*, 14, 1-17.
- Suren A.M. & Jowett I.G. (2001) Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35, 725-737.
- Team. R.D.C. (2013) Version 2.15.3. R: A language and environment for statistical computing. -R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Turtola E. & Jaakkola A. (1995) Loss of phosphorous by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 45, 159-165.
- Uktag. (2012) A revised approach to setting Water Framework Directive phosphorus standards. October 2012., 35.
- Uusitalo R., Yli-Halla M. & Turtola E. (2000) Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water Research*, 34, 2477-2482.
- Van Dijk T.C., Van Staalduinen M.A. & Van Der Sluijs J.P. (2013) Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *Plos One*, 8, 10.
- Veileder01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføring av vanddirektivet, 181.
- Veileder02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Vijver M.G. & Van Den Brink P.J. (2014) Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid: A Rebuttal and Some New Analyses. *Plos One*, 9, 9.
- Von Der Ohe P.C. & Goedkoop W. (2013) Distinguishing the effects of habitat degradation and pesticide stress on benthic invertebrates using stressor-specific metrics. *Science of the Total Environment*, 444, 480-490.
- Wiberg-Larsen P. (2013) Dansk Fysisk Indeks - DFI. Version 2.0. Aarhus Universitet, 28.
- Wiberg-Larsen P., Windolf J., Bøgestrand J., Baattrup-Pedersen A., Kristensen E.A., Larsen S.E., Thodsen H., Ovesen N.B., Bjerring R., Kronvang B. & Kjeldgaard A. (2013) Vandløb:2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75..
- Wood S.N. (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 3, 3-36.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N., Saveliev A.A. & Smith G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, 574 pp.
- Ødegaard A.F., Krogstad T., Skarbøvik E. & Bechmann M. (2012) Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning - kunnskapsstatus. *Vann*, 3, 357-368.
-

Vedlegg A. Resultater fra statistiske analyser

Pearson r korrelasjoner

Vedleggstabell 1. Interkorrelasjoner (Pearson r) mellom utvalgte fysisk-kjemiske forklaringsvariabler i datasettet. Data er fra VO Øyeren, Glomma sør for Øyeren, Leira - Nitelva, Morsa, og Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget i perioden 2008-2014. Data er for leirpåvirkede stasjoner. Signifikante verdier er ved $p < 0,05$. Markerte r-verdier indikerer en sterk sammenheng ($r > .39$). Notasjonene *m* og *im* angir henholdsvis membranfiltrering eller ikke-membranfiltrering av prøver.

	Leirdeknings- grad	logTotN	logTotP	logPO4 <i>im</i>	logPO4 <i>m</i>	logSTS	logSGR
Leirdeknings- Grad	r=1 p= ---	r=.69 p<.001 df=269	r=.63 p<.001 df=321	r=.65 p<.001 df=83	r=.48 p<.001 df=113	r=.59 p<.001 df=116	r=.65 p<.001 df=33
logTotN		r=1 p= ---	r=.74 p<.001 df=290	r=.63 p<.001 df=85	r=.70 p<.001 df=109	r=.52 p<.001 df=122	r=.43 p=.008 df=35
logTotP			r=1 p= ---	r=.90 p<.001 df=85	r=.72 p<.001 df=116	r=.73 p<.001 df=126	r=.70 p<.001 df=35
logPo4 <i>im</i>				r=1 p= ---	NA	r=.78 p<.001 df=31	r=.80 p=.007 df=15
logPO4-P <i>m</i>					r=1 p= ---	r=.34 p=.016 df=47	r=.54 p=.027 df=15
logSTS						r=1 p= ---	r=.98 p<.001 df=28
logSGR							r=1 p= ---

Modellresultater - multiple lineær regresjon

Vedleggstabell 3. Utvalgte regresjonsmodeller (basert på AIC kriterier) for effekt av fysisk-kjemiske variabler på metrikker av bunnsfauna og påvekststør. Data er fra vannområde Øyeren. Signifikanskoder for forklaringsvariabler og er indikert ved: *** ($p < 0.001$), ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$).

VO	Metric	Utvalgt modell	Forklarings variabel	Parameter estimat	SE	t-val	p-val	Adj. r-squared	Sign. code
a	Alle	ASPT nEQR	logTP + log TN	Intercept	1.54	0.23	0.00000	0.31	***
	Alle	ASPT nEQR	logTP + log TN	logTP	-0.07	0.03	0.059350		.
	Alle	ASPT nEQR	logTP + log TN	logTN	-0.12	0.04	0.007160		**
b	Alle	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	Intercept	1.02	0.18	0.01000	0.89	*
	Alle	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	logTP	-0.69	0.16	0.023200		*
	Alle	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	logSTS	-0.30	0.07	0.021600		*
	Alle	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	log.po4im	0.86	0.17	0.014300		*
c	Øyeren	ASPT nEQR	logTN	Intercept	1.53	0.26	0.00003	0.35	***
	Øyeren	ASPT nEQR	logTN	logTN	-0.16	0.04	0.000270		***
d	Øyeren	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	Intercept	1.14	0.07	0.041600	0.99	*
	Øyeren	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	logTP	-0.27	0.01	0.034100		*
	Øyeren	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	logSTS	-0.53	0.05	0.059700		.
	Øyeren	PIT nEQR	logTP + logSTS + logpo4im	log.po4im	0.62	0.05	0.046300		*
e	Øyeren	logAbundans EPT	log.TotN	Intercept	12.45	1.72	0.00000	0.38	***
	Øyeren	logAbundans EPT	log.TotN	logTN	-1.04	0.25	0.000295		***
f	Øyeren	Antall EPT	logTN + logSTS	Intercept	46.91	7.80	0.00003	0.49	***
	Øyeren	Antall EPT	logTN + logSTS	logTN	-4.60	1.24	0.001080		**
	Øyeren	Antall EPT	logTN + logSTS	logSTS	-1.73	1.05	0.111000		
g	Øyeren	ASPT indikatorer	logTN + logSTS	Intercept	35.76	5.48	0.00001	0.58	***
	Øyeren	ASPT indikatorer	logTN + logSTS	logTN	-2.10	0.87	0.024200		*
	Øyeren	ASPT indikatorer	logTN + logSTS	logSTS	-2.92	0.73	0.000517		***
h	Øyeren	BWMP score	logTN + logSTS	Intercept	255.81	39.95	0.00001	0.56	***
	Øyeren	BWMP score	logTN + logSTS	logTN	-19.90	6.37	0.004470		**
	Øyeren	BWMP score	logTN + logSTS	logSTS	-16.78	5.35	0.004350		**
i	Øyeren	PIT indikatorer	logTP + logSTS + logSGR	Intercept	11.40	2.88	0.002720	0.79	**
	Øyeren	PIT indikatorer	logTP + logSTS + logSGR	logTP	2.81	1.25	0.047900		*
	Øyeren	PIT indikatorer	logTP + logSTS + logSGR	logSTS	-11.33	2.03	0.000238		***
	Øyeren	PIT indikatorer	logTP + logSTS + logSGR	logSGR	5.95	1.25	0.000758		***

Vedlegg B. Resultater fra Smalelvastudien

Vedleggstabell 4. Secchi (cm) siktedyp, dansk fysisk indeks (DFI), leirdekningsgrad av nedbørsfelt og koordinater for undersøkte lokaliteter i Smalelva vassdraget i 2014. * angir at bunnen ble nådd mens det ennå var siktedyp.

Stasjon	1.8	1.9	30.10	DFI	Leirdekningsgrad(%)	Lengdegrad	Breddegrad
Vestbio1	2.5	14	12	19.3	87.9	59.64534	11.26411
Vestbio2		18	17	21.9	90.6	59.63899	11.25923
Vestbio3		20	19	25.8	89.9	59.61959	11.27323
Vestbio4		25*	25*	20.6	89.5	59.61694	11.28057
Vestbio5		45*	30*	30.5	84.3	59.60334	11.28571
Vestbio6		25*	25*	22.9	79.5	59.58556	11.30489
Østbio1		27	25	21.8	90.6	59.64143	11.26458
Østbio2		44*	28*	31.6	86	59.62699	11.29379

Vedleggstabell 5. Antall EPT taksa, ASPT, ASPT EQR og ASPT nEQR fra åtte lokaliteter i Vestelva og Østelva høsten 2014.

Indeks	Vestbio1	Vestbio2	Vestbio3	Vestbio4	Vestbio5	Vestbio6	Østbio1	Østbio2
PIT indikatorer	8	4	3	1	4	3	4	3
PIT	26.47	44.72	28.98	42.15	30.50	28.98	23.40	33.07
PIT EQR	0.64	0.30	0.59		0.56	0.59	0.69	0.51
PIT nEQR	0.46	0.22	0.42		0.40	0.42	0.50	0.37
EPT taksa	4	5	14	6	17	9	10	12
Ephemeroptera	2	1	5	3	7	2	3	6
Plecoptera	1	1	5	0	6	2	4	3
Trichoptera	1	3	4	3	4	5	3	3
ASPT	4.70	4.00	4.92	3.75	5.25	5.13	5.00	4.60
ASPT EQR	0.68	0.58	0.71	0.54	0.76	0.74	0.72	0.67
ASPT nEQR	0.28	0.18	0.33	0.17	0.41	0.38	0.35	0.25
ASPT indikatorer	10	10	13	8	16	15	12	10

Vedleggstabell 6. Fysisk-kjemisk og bakterielle prøver fra 8 stasjoner i Vestelva og Østelva ved to prøvetakingstidspunkter høsten 2014.

Lokalitet	Dato	Vannføring	STS mg/l	SGR mg/l	Tot-P/L ₃ m µg P/l	PO4-P ₃ m µg P/l	Tot-N/L ₃ m µg N/l	NH4-N-Sj µg N/l	TOC mg C/l	TKB antall/100 ml	BOF mg O/l
Vestbio1	1.9	lav	24.0	20.3	50	44	2250	167	12.8	44	
Vestbio2	1.9	lav	30.8	26.3	39	32	1980	53	12.5	500	
Vestbio3	1.9	lav	29.0	26.3	59	52	2060	70	13.7	1600	
Vestbio4	1.9	lav	22.3	19.0	65	59	4000	212	9.8	3700	
Vestbio5	1.9	lav	5.3	4.0	68	65	1920	59	14.9	3000	
Vestbio6	1.9	lav	8.0	3.6	26	16	1130	55	22.9	2800	
Østbio1	1.9	lav	11.7	9.3	26	22	1220	47	10.5	500	
Østbio2	1.9	lav	9.7	5.7	35	32	1360	81	10.5	930	
Vestbio1	30.10	middels	52.0	46.4	69	50	2040	2	15.1		<3
Vestbio2	30.10	middels	34.8	29.2	55	45	2180	4	15.1		<3
Vestbio3	30.10	middels	32.4	28.8	67	50	2150	12	15.5		<3
Vestbio4	30.10	middels	54.8	48.0	63	53	2400	71	10.5		<3
Vestbio5	30.10	middels	22.0	19.0	81	65	2310	31	17.7		<3
Vestbio6	30.10	middels	8.0	3.0	31	18	1640	50	25.4		<3
Østbio1	30.10	middels	45.3	41.0	45	33	1600	2	13.9		<3
Østbio2	30.10	middels	28.0	24.7	37	31	1410	2	13.8		<3

Vedleggstabell 7. Liste over registrerte begroings-elementer fra 8 lokaliteter i Smalelva/Østelva, Øyeren. Hyppigheten er angitt som prosent dekning. Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=observert, xx=vanlig, xxx=hyppig. Prøver er fra 1. september 2014.

	Vest1 Bio	Vest2 Bio	Vest3 Bio	Vest4 Bio	Vest5 Bio	Vest6 Bio	Øst1 Bio	Øst2 Bio
Cyanobakterier								
Heteroleibleinia spp.	x		x			x		
Homoeothrix janthina					<1			
Leptolyngbya spp.							x	
Microcoleus spp.				x				
Phormidium autumnale		1						xxx
Phormidium favosum					50			
Phormidium inundatum		xx						<1
Phormidium retzii		1			<1		1	
Phormidium spp.	<1		x					
Uidentifiserte trichale blågrønnalger				<1				
Grønnalger								
Cladophora rivularis	x							
Microspora amoena	<1						<1	
Oedogonium a (5-11u)	x							
Oedogonium c (23-28u)	x							
Spirogyra d (30-50u,2-3K,L)	xxx							
Rødalger								
Audouinella chalybaea					xx			
Audouinella hermannii								xxx
Audouinella pygmaea			xxx			x		
Gulgrønnalger								
Vaucheria spp.	20	<1	10	5		5	1	2
Tribonema spp.	<1	x						
Nedbrytere								
Sopp, hyfer uidentifiserte						<1		

Vedleggstabell 8. Taksaliste for bunnfauna fra 8 lokaliteter i Smalelva/Østelva, Øyeren. Prover er fra 30.10.2014.

Gruppe	Takson	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014	30.10.2014
		Vestbio1	Vestbio2	Vestbio3	Vestbio4	Vestbio5	Vestbio6	Østbio1	Østbio2
Diptera	Diptera indet	1		2	1		1	2	
Diptera	Ceratopogonidae	6						3	8
Diptera	Chaoborus sp							1	
Diptera	Chironomidae indet	448	144	344	160	248	504	312	576
Diptera	Dixidae indet								2
Diptera	Muscidae indet							2	
Diptera	Psychodidae indet				32	16			
Diptera	Culicidae indet					1			
Diptera	Tipulidae indet					1	6		4
Diptera	Limoniidae indet			16	4	8	4	4	20
Diptera	Simuliidae indet	2		504	144	80	40	2	16
Ephemeroptera	Baetidae indet							8	32
Ephemeroptera	Baetis sp			40	40	16	4		168
Ephemeroptera	Alainites muticus					8			
Ephemeroptera	Nigrobaetis niger			56		48			12
Ephemeroptera	Baetis rhodani			48	128	56			360
Ephemeroptera	Baetis subalpinus			20	8	4			2
Ephemeroptera	Centroptilum luteolum	2	12	12		24	424	136	120
Ephemeroptera	Leptophlebia vespertina	1				8		16	
Plecoptera	Capnia sp			24		16			
Plecoptera	Capnia bifrons			44		72			
Plecoptera	Leuctra hippopus						2		
Plecoptera	Nemouridae indet	4		8		20	4	336	8
Plecoptera	Nemoura sp			1		2		8	
Plecoptera	Nemoura avicularis								8
Plecoptera	Nemoura cinerea					8		16	
Plecoptera	Nemurella pictetii					4		4	2
Trichoptera	Limnephilidae indet	1	4	4	4	28	80	2	4
Trichoptera	Hydatophylax infumatus			2					
Trichoptera	Limnephilus sp		3		1				
Trichoptera	Limnephilus fuscicornis		5		1				
Trichoptera	Halesus sp						4		
Trichoptera	Potamophylax sp			1		4	4		
Trichoptera	Potamophylax cingulatus						2		
Trichoptera	Lype sp							1	
Trichoptera	Lype reducta							1	
Trichoptera	Plectrocnemia conspersa			1		4			
Trichoptera	Rhyacophila fasciata					4			4
Trichoptera	Rhyacophila sp								12
Coleoptera	Scirtidae indet lv						2		
Coleoptera	Dytiscidae indet lv					2	2		
Coleoptera	Hydraena sp ad			4		4	2	4	40
Coleoptera	Stictotarsus sp ad		2						
Gastropoda	Galba traucatulata	15	2					1	
Heteroptera	Sigara sp	2		1					
Heteroptera	Sigara falleni	2							
Isopoda	Asellus aquaticus	2	40	8	8	40	12	20	10
Hirudinea	Glossiphonia sp					2			
Oligochaeta	Oligochaeta	4104	1704	1304	112	48	116	48	256
Hydrachnidia	Hydrachnidia					8		16	72
Bivalvia	Sphaeriidae		8	4	4	8	24		

Vedlegg C. Stasjonsbeskrivelser av undersøkte stasjoner i Smalelva-vassdraget høsten 2014

Vestbio1

Vestbio1 er plassert lengst ned i Smalelva, noen hundre meter nedstrøms samløpet av Vestelva og Østelva. Elven er svakt meandrerende og sakteflytende i dette området. Substratet var variert: Partiene oppstrøms stasjonene var dominert av leire, men med et lag av sand og silt på toppen. På prøvetakingsstasjonen var det dominerende substratet grus og små stein. Nedstrøms prøvetaking stasjonen var substrat igjen dominert av leire, men med et lag av sand og silt på toppen. Her lå det stedvis betydelige ansamlinger av kvist og annet alloktont materiale.



Vestbio2

Elvestrekningen er meandrerende og sakteflytende. De øvre strekningene av lokaliteten var dominert av sand og leire, og det lå store ansamlinger av stokker og kvist. Det fantes partier med ren leire, sand/silt og grus. Det fantes også partier som hadde storstein og blokkstein, og børsteprøver for påvekstaler ble tatt her.



Vestbio3

Stasjonen har stor heterogenitet. Det var et lite parti med stein og grus like oppstrøms kulvert ved vei. Like nedstrøms er det en stor og dyp kulp hvor bunnssubstrat er dominert av finpartikulært materiale. Nedstrøms kulpen finnes et strykparti med stein og grus. Det lå både falne trær og kvist i vannløpet.



Vestbio4

Vestbio4 er et sideløp til Smalelva som et par hundre meter oppstrøms Vestbio3. Bekken har betydelig mindre vannføring enn Smalelva. Substratet var flekkvis dominert av sand, grus og leire. Det lå mye trær i vannløpet på prøvetakingslokaliteten.



Vestbio5

Substratet var dominert av sand, mellomstor og stor stein. Det lå mye kvist i vannløpet og det lå stedvis store ansamlinger av alloktont materiale.



Vestbio6

Substratet var dominert av sand, men det ble også funnet noe stein. Det lå mye kvist i vannløpet og det lå stedvis store ansamlinger av alloktont materiale.



Østbio1

Substratet var dominert av sand. Stedvis ble det funnet stein og det ble funnet nok stein til å ta børsteprøve for påvekstalg. Det lå mye kvist i vannløpet og stedvis store ansamlinger av alloktont materiale.



Østbio2

Oppstrøm prøvepunktet var stasjonen karakterisert av meanderende partier med mye avsatt finpartikulært materiale. Det lå mye kvist og flane trær i vannløpet. Substratet på prøvetakingsstasjonen var dominert av sand og stein.



Vedlegg D. Dansk fysisk indeks Smalelva

Vestbio1

Strekningsparametre	Skalaverdi (I=1-3)										Verdi (I * F)										Transekt									
	0	1	2	3							1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %							1	2	2																	
Slyngningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende							1	1	1																	
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig							3	2	6																	
Bredde											13	12	10	10	10	10	10	9	10	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Breddevariasjon (CV)																														
=Sdbredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %							1	2	2																	
Underskårne bredder %	ingen	25 %	26-50 %	>50 %							0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bredde av påvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10							1,6	1	1,6	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Vannløpsparametre	0	1	2	3																										
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %							0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %							0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %							0,1	1	0,1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10 %	>60 %	31-60 %	11-30 %							0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10 %	>80 %	11-40 %	41-80 %							0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10 %	11-20 %	>20 %							0,9	2	1,8	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt							0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3																										
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %							0,8	2	1,6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Grusedekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %							1,4	2	2,8	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %							3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %							1,3	-2	-2,6	1	1	2	0	0	1	2	2	2	2	2	0	1	2	2	2	2

Vestbio2

Strekingsparametre	Skalaverdi (I=1-3)			Verdi (I * F)	Transekt															
	1	2	3		Faktor (F)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10					
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	>75 %	1	2	2														
Slyngningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandreende	2	1	2													
Tverssnittprofil	Kanalisert	(dypt)	Seminaturlig	Naturlig	3	2	6													
Bredde																				
Breddevariasjon (CV)																				
=SDBredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	2	4													
Underskårne bredder %	ingen	25 %	26-50 %	>50 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bredde av upåvirket vannløpsnært areal (m).																				
Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vannløpsparametre	0	1	2	3																
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,1	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0,1	1	0,1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0,9	2	1,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3																
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,5	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,5	2	3	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	2,3	1	2,3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	1,7	-2	-3,4	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Vestbio3

Strekingsparametre	Skalaverdi (I=1-3)			Faktor (F)	Verdi (I * F)	Transekt														
	0	1	2			3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10				
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	2	4														
Slyngningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende	2	2														
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	3	6														
Bredde							4	5	5	6	4	5	6	10	2	6				
Breddevariasjon (CV)																				
=Sdbredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	4														
Underskarne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0	0														
Bredde av upåvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	1	2,4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	0	0	2	
Vannløpsparametre	0	1	2	3																
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0,7	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,6	1	3	2	1	3	3	0	1	3	0	1	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,8	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	2	1			
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3																
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grusedekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,7	2	2	2	2	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	2,3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	1	1	1	1
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	0,7	-2	1	1	2	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1

Vestbio4

Strekningsparametre	Skalaverdi (I=1-3)			Verdi (I * F)	Transekt														
	0	1	2		3	Faktor (F)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	2	2	4												
Slygningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende	2	1	2												
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	3	2	6												
Bredde										2	1,5	2	1,5	1,5	2	2,5	2,5	2,5	3
Breddevariasjon (CV)																			
=Sdbredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	1	2	2												
Underskårne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0	1	0												
Bredde av påvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	2,7	1	2,7												
Vannløpsparametre	0	1	2	3															
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	1,5	1	1,5												
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,5	1	0,5												
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	2	1	2												
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	1	0												
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0												
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0	2	0												
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbreidd	0	-2	0												
Substratsparametre	0	1	2	3															
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,2	2	0,4												
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,2	2	2,4												
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	1,1	1	1,1												
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	2	-2	-4												

Vestbio5

Strekningsparametre	Transekt																			
	0	1	2	3	Skalaverdi (I=1-3)			Verdi (I * F)												
Høyer og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	2	2	2	4												
Slygningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meanderende	2	1		2												
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	2	2	2	4												
Bredde									4,5	3	4	6	2	2	2	1,5	2,5	2	2	2
Breddevariasjon (CV) =SDBredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	2	4													
Underskårne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0,2	1	0,2		1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Bredde av upåvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	2,2	1	2,2		3	3	3	1	0	1	2	3	3	3	3	3
Vannløpsparametre	0	1	2	3																
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	1,1	1	1,1		1	0	1	1	1	1	1	1	2	0	0	3
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1	1	1		2	2	2	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	2	1	2		3	3	1	3	0	1	3	3	0	0	3	3
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	1	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0	2	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt	0	-2	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3																
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	2,2	2	4,4		3	3	3	3	3	2	2	1	1	1	1	1
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,8	2	3,6		2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	2	1	2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	0	-2	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Vestbio6

Strekningsparametre	Skalaverdi (I=1-3)			Verdi (I * F)	Transekt													
	0	1	2		3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
Høyer og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	1	2	2											
Slygningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende	2	1	2											
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	3	2	2											
Bredde					1	0,5	1	1	1,5	1,2	0,8	0,7	0,8	0,7				
Breddevariasjon (CV)																		
=Sdbredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	2	4											
Underskarne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	1	1	0,9	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Bredde av påvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vannløpsparametre	0	1	2	3														
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0,6	1	0,6	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,4	1	0,4	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,4	1	1,4	1	1	1	2	2	3	1	1	1	1	1
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3														
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,7	2	1,4	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,6	2	1,2	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Østbio1

Strekingsparametre	Skalaverdi (I=1-3)			Faktor (F)	Verdi (I * F)	Transekt												
	0	1	2			3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	2	0												
Slyngningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende	2	1	2											
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	2	6	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Bredde					3	2,5	2,5	3	2,5	3,5	4,5	3	2	3	2	2	2	2
Breddevariasjon (CV)																		
=SDBredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekter) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	4												
Underskårne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	1	1												
Bredde av upåvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vannløpsparametre	0	1	2	3														
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	1	0,5	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,5	1,5	1	1	1	2	3	1	1	1	1	1	1	1
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0,6	1,2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbreitt	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3														
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	2	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	2	3,4	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
mudderslam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	1,9	-3,8	1	1	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2

Østbio2

Strekningsparametre	Skalaverdi (I=1-3)										Verdi (I * F)	Transekt									
	0	1	2	3	Faktor (F)	1	2	3	4	5		6	7	8	9	10					
Høler og stryk (%)	ingen	1-25 %	26-75 %	>75 %	2	2	6														
Slygningsgrad	Rett	Svakt sinus	Sinus	Meandrerende	3	1	3														
Tverrsnittprofil	Kanalisert	Seminaturlig (dypt)	Seminaturlig	Naturlig	3	2	6														
Bredde										2	4	4	6	6	4,5	5	4	4	3	3	4
Breddevariasjon (CV)																					
=SDbredde/Middelbredde* 100 (av 10 transekt) %	0-10 %	11-25 %	26-50 %	>50 %	2	2	4														
Underskårne bredder %	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0	1	0														
Bredde av påvirket vannløpsnært areal (m). Antropogen påvirkning av alle slag.	0-2	2-5	5-10	10	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vannløpsparametre	0	1	2	3																	
Nedhengende vegetasjon. % fra elvebanke	ingen	1-25 %	26-50 %	>50 %	0,7	1	0,7			1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0
Raskt stryk	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,6	1	1,6			3	3	2	1	3	3	0	1	0	0	0	0
Røtter i vannløpet	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	0,8	1	0,8			0	1	1	0	0	1	1	1	1	2	1	1
Oppstikkende vegetasjon med røtter i vannløpet (obs ikke lineær skala) %	0-10%	>60 %	31-60 %	11-30 %	0	1	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Undervannsvegetasjon	0-10%	>80 %	11-40 %	41-80 %	0	1	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen fysisk variasjon (ikke antropogent skrot)	ingen	0-10%	11-20%	>20%	0	2	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Okkerbelastning (jernfarge)	ingen	Svak		Utbredt	0	-2	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Substratsparametre	0	1	2	3																	
Stendekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1,8	2	3,6			3	3	1	2	3	2	1	1	1	1	1	1
Grusdekning	ingen	1-10 %	11-25 %	>25 %	1	2	2			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sanddekning	>75 %	51-75 %	26-50 %	0-25 %	2,3	1	2,3			3	3	3	3	3	3	3	0	1	1	1	1
mudder/slam dekke	0-6 %	6-10 %	11-25 %	>25 %	0,7	-2	-1,4			1	1	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1

Vedlegg E. Beregnet leirprosent

VO	Nedbørsfelt ved stasjon	Stasjon ID	Nedbørsfelt	Marine avsetninger	
			Areal km2	Areal km2	Prosent
Morsa	Svinna (SVIU)		99,21	33,3599	33,6
	Veidalselva (VEI)		29,69	7,63978	25,7
	Ørejordebekken (ØRE)		1,14	0,18655	16,4
	Tangenelva ved Tangen bru (VAVU)		105,82	21,8418	20,6
	Støabekken (STØ1)*				
	Hobølelva ved Kure (HOBK)		301,68	129,997	43,1
	Hobølelva ved Svikebøl (MJÆ 1)		146,89	34,8867	23,8
	Heiabekken (HEI1)		8,37	5,64495	67,4
	Guthusbekken (GUT)		3,79	0,97418	25,7
	Engsbekken (ENGS)		12,58	3,27756	26,1
	Dalenbekken (DAL)		0,5	0,126558	25,3
	Augerødbekken (AUG)		6,63	1,70983	25,8
	Fåleslora	FÅL1	7,53	4,45317	59,1
	Augestadbekken	AUG_1	NA		
Skredderstubekken	SKR1	NA			
Kantorbekken	KAN1	NA			
Greverudbekken	GRE1	9,94	2,89343	29,1	
Tusebekken	TUS1	20,32	5,24046	25,8	
Dalsbekken	DAL1	26,36	17,2632	65,5	
Vollebekken	VOL1	2,06	0,187586	9,1	
Brønnerudbekken	BRØ1	0,51	0,480005	94,1	
Smebølbekken	SME1	7,25	6,29725	86,9	
Storgrava	STO1	8,47	7,03039	83,0	
Bølstadbekken	BØL1	23,31	21,0968	90,5	
Bølstadbekken	BØL2	22,06	19,9156	90,3	
Norderåsbekken	NOR1	3,6	2,92156	81,2	
Pura	Finstadbekken/Skib.	FIN1	2,6	1,97195	75,8
	Skuterudbekken	SKU1	4,76	4,19062	88,0
	Gjersjøelva	GJE1	82,54	31,834	38,6
	Årungenelva	ÅRU1	49,56	42,6995	86,2
	Bonnbekken	BON1	6,69	4,11527	61,5
	Bonnbekken	BON2	3,73	2,34272	62,8
	Haslebekken	HAS1	14,31	5,47916	38,3
	Torvetbekken	TOR1	7,2	2,77587	38,6
	Bekkenstenbekken	BEK1	1,49	0,538341	36,1
	Delebekken	DEL1	1,59	0,171563	10,8
	Kjernesbekken	KJE1	0,5	0,244266	48,9
	Fålebekken	FBK1	6,88	3,40235	49,5
	Kaksrudbekken	KAK1	4,33	3,18978	73,7
	Dalsbekken Frogn	DBK1	5,01	1,7646	35,2
Skoklefallsbekken	SKO1	4,53	0,775537	17,1	

VO	Nedbørsfelt ved stasjon	Stasjon ID	Nedbørsfelt	Marine avsetninger	
			Areal km ²	Areal km ²	Prosent
	Vestelva ved Tømmerholen	VEST2 BIO	23,73	21,5	90,6
	Vestelva ved Skalkebrua Trøgstad St.21	VEST 3 BIO / St 21	19,4	17,5	89,9
	Smalelva ved utløp	VEST 1 BIO / SMAL	33,72	29,6	87,9
	Vestelva ved Øyestad (Haugsbekken utløp)	VEST4 BIO	18,4	16,5	89,5
	Vestelva (Ultvetbekken) ved FV. Oppstrøms kulvert.	VEST5 BIO	8,3	7,0	84,3
	Vestelva ved Hallrud Laslett	VEST6 BIO	2,6	1,7	64,8
	Østelva 300 m før samløp Vestelva (biologi)	ØST1 BIO	8,9	7,1	79,5
	Østelva v Kverner (Gravsbekken)	ØST2 BIO	5,5	3,7	67,1
	Bekk i Sørumsand sentrum	GNR2	2,8	0,7	25,3
	Bekk ved Dalen RA (Gansåa) BD	BD	25,0	4,8	19,0
	Bekk ved Mårud ved utløp	MÅR3	10,0	3,7	37,3
	Bekk ved Mårud bunndyrstasjon	MÅR3 Bunndyr	6,9	2,3	33,6
	Børterelva ved Eikeberg	BØR0	41,7	0,9	2,2
	Børterelva ved utløp (BRT 1)	BØR1 /BRT1	51,6	6,7	13,0
	Drogga ved Veslesjøen	DR4	7,3	0,0	0,0
	Drogga ved Fossum DR5	DR5	11,2	1,1	9,7
	Drogga utløp (Dr)	DR	18,0	5,5	30,8
	Dyståa ved Togstad (Dt)	DT	23,3	2,6	10,9
	Dyståa oppstrøms Setra	DY0 BIO	35,9	11,3	31,4
	Dyståa ved utløp	DYS1	38,8	13,1	33,8
Øyeren	Dælibekken ved utløp	BEBØ2	6,4	4,7	72,4
	Folmovegen Sagstuåa	SB2	81,0	4,6	5,7
	Fosserud - nedre demning (AL6)	AL6 / KJ2	87,5	6,3	7,2
	Frydensborgbekken	Gor3 (BIO)	9,7	2,4	25,3
	Glomma ved Bingsfossen (G2)	G2	38545,6	285,2	0,7
	Hvalsbekken	HVAL	4,5	1,4	31,6
	Kampåa stasjon 3 - Fjell bru Bd1	Bd1 / Kamp 3	59,1	0,0	0,0
	Kampåa v/ Mobekk mølle (NIVA/BIOFORSK)	K3	69,8	1,8	2,5
	Kvernhammerbekken	BFF1	1,8	1,0	53,0
	Kampåa Kvernhaugdammen	Kj 3 / Bd 3 / Al 5	70,1	2,0	2,8
	Kvernhusbekken ved Hestehagen	MEL 1	8,1	1,5	18,8
	Nordbyåa ved utløp	NOR 1	9,9	0,3	3,1
	Oppsahlbrua		63,8	4,3	6,7
	Ramstadbekken	RAM	4,0	1,0	25,7
	Rømua ved utløp		206,0		54,0
	Rømua ved Kauserud RØM2	RØM2	88,1	36,8	41,8
	Sagen mølle Uåa		86,7	12,6	14,5
	Sagstuåa ved Sagstusjøen (Sb5)	Sb5	46,4	0,0	0,0
	Sagstuåa nedre del biologi (S2)	S2 / Sb1	82,2	5,2	6,4
	Sagstuåa, Torstuveien (Sb3)	Sb3	75,5	2,0	2,6
Sandsåa, nedre	BES3	11,3	6,2	55,0	
Sandsåa, nedre biologi	BES3 BIO	11,0	6,0	54,1	
Gjellerbekken nedstrøms Grini	GRI	3,95	0,4	10,0	
Sagstuåa Smedstuåa Sb4	SB4	66,9	0,5	0,7	

VO	Nedbørsfelt ved stasjon	Stasjon ID	Nedbørsfelt		Marine avsetninger	
			Areal km2	Areal km2	Prosent	
	Kampåa Sundbyhagen Bd4	Bd4	86,8	5,9	6,8	
	Sønnabekken ved Strønes	SKJØ1	9,1	7,2	70,8	
	Sønnabekken ved utløp	SKJØ0 BIO	10,2	8,3	81,7	
	Dammerudbekken Trøgstad st. 1	ST 1 / BØT 3	5,0	4,3	86,0	
	Raknerudbekken Sandstangen Trøgstad st.11	Bøt 4	2,3	1,9	80,4	
	Frøshaugbekken nedstrøms RA Trøgstad St 15	St 15	7,9	5,9	75,4	
	Lundsåa ved utløp	BØT1	2,4	0,9	39,3	
	Ua ved nedlagt mølle (Ua3)	Ua3	73,6	8,3	11,3	
	Uåa Vangen		28,7	1,2	4,0	
	Varåa (Var)	VAR	19,3	5,2	26,7	
	Øvre Fallåa Uåa		23,3	0,0	0,0	
	Åa ved Sylta (Åa1)	ÅA1 BIO	128,8	32,9	25,6	
	Flateby bekk nord	FLA4	0,3	0,0	2,2	
	Bekk ved Flateby bruk	FLA1b	9,2	1,8	19,3	
	Tomterbekken ved utløp	TOM1	0,7	0,4	63,0	
	Ullerbekken nedre ved utløp	TOM2	0,9	0,4	43,6	
	Østanesåa	(ØST1)	21,4	3,6	17,0	
	Teigsåa nedstrøms Teig	TEI2 BIO	7,2	2,8	38,8	
	Mørdrebekken biologistasjon	MØRDRE BIO	8,2	2,6	32,0	
Glomma Sør	Askim kommune St 1				48	
	Bekk utløp Bergsjøen				27	
	Bekk ved Gjølstad					
	Bossumbekken (BO01)				62	
	Brusemyrbekken				24	
	Buerelva 2					
	Dalebekken ved Dalen					
	Dypedalsbekken		0,38	0,024	6	
	Dørja (DØR1)				71	
	Eidsberg kommune St 12C (NIVA 2)				75	
	Eidsberg kommune St 1B / Trøgstad kommune St 18				25	
	Eidsberg kommune St 2B (NIVA 5)				39	
	Eidsberg kommune St 5A (NIVA 4)				21	
	Engerbekken nedstrøms renseanlegg				72	
	Gretnesbekken (GE01)				72	
	Grimsøybekken (Bjønnebekken)					
	Guslundbekken				74	
	Hera (HER1), Eidsberg kommune St NIVA 3				52	
	Hjemlungbekken nedstrøms E-18				56	
	Hunnebunnbekken (HU01)				56	
Ingedalsbekken				60		
Ingedalsbekken 2				60		
Kallerødbekken (KA03)				58		
Levernesbekken				28		

VO	Nedbørsfelt ved stasjon	Stasjon ID	Nedbørsfelt	Marine avsetninger	
			Areal km2	Areal km2	Prosent
	Nakkimbekken				
	Oldenborgbekken (OL01)				78
	Rakkestadelva ved Brekke (RAK 1)				47
	Ringstadbekken (RI01)				42
	Råde kommune St 1				26
	Råde kommune St 1				26
	Råde kommune St 3				51
	Sarpsborg kommune St 2				21
	Sarpsborg kommune St 3		167,8	45,7	27
	Skiptvet kommune St 1A				41
	Skjebergbekken (SKJE1)				71
	Skjørenbekken etter fangdam, Sarpsborg kommune St 5				37
	Slevikbekken oppstrøms pumpestasjon				10
	Spydeberg kommune st K1				51
	Spydeberg kommune st K9				57
	Spydeberg kommune st L4		44,65	17,0	38
	Spydeberg kommune st M1				48
	Spydeberg kommune st S1				45
	Spydevollbekken (Tverråa) ved Spydevollveien				
	Svalerødbekken				49
	Tjerua				17
	Torpebekken (TO14)				70
	Trøgstad kommune St 19				25
	Trøgstad kommune St 20				40
	Tveterbekken				34
	Veumbekken (VE01)		12,24	5,9	49
	Øbybekken 2				
	Øverbybekken		16,84	9,7	57
	Ågårdselva		91,41	30,2	33
Leira-Nitelva	Leira Skrevemyra L12	L12	191,28	0,0	0
	Leira ved Kringlerdalen L9	L9	263,14	7,7	3
	Kjellerholen Nitelva N6	N6	352,16	38,1	11
	Leira ved Krokfossen/Kråkfossen L2	L2	428,13	67,0	16

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no