

## Bioforsk Rapport

Vol. 2 Nr. 52 2007

# Tiltaksplan for Årungen

Håkon Borch, Anders Yri, Øivind Løvstad, Stein Turtumøygard

Bioforsk Jord og miljø



Tittel/Title:
Tiltakplan for Årungen
Forfatter(e)/Autor(s):
Håkon Borch, Anders Yri, Øivind Løvstad, Stein Turtumøygard

Dato/Date:	Tilgjengelighet/Availability:	Prosjekt nr./Project No.:	Arkiv nr./Archive No.:
06.08.2007	Åpen	2110217	
Rapport nr.:	ISBN-nr.:	Antall sider:	Antall vedlegg:
52	978-82-17-00224-6	54	5

Oppdragsgiver/Employer:	Kontaktperson/Contact person:
Ås kommune	Gunnar Larsen

Stikkord/Keywords:	Fagområde/Field of work:
Årungen, fosfor, tiltak, landbruk, erosjon, gjødsling, spredt avløp, kommunalteknikk.	Landbruksforurensning, kommunalt avløp, spredt avløp

<p><b>Sammendrag:</b></p> <p>Tiltaksanalysen for Årungen er utarbeidet på bakgrunn av tidligere rapporter og tiltaksplaner. Nedbørfelt ligger i kommunene Ski, Ås og Frogn. Vannkvaliteten er ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene, og det er knyttet usikkerhet til om det er mulig å gjennomføre nødvendige tiltak for å oppnå gjeldende miljømål for bekker og innsjøen.</p> <p>En systematisk gjennomgang av gjennomførbare tiltak innenfor landbruk, kommunaltekniske anlegg og spredt bebyggelse er utført. Tiltaksplanen er tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk status i løpet av 2021. Kommunestyret har satt som mål at Årungen skal bli egnet som badevann (8 av 10 sommre) fra 2012. Sjøen må da ha et siktedyp på minst 3m, og en midlere konsentrasjon total fosfor mindre enn 15 µg P/l. Dette innebærer at vannkvaliteten må forbedres betraktelig. Ved hjelp av modellberegninger av innsjøen antas det nødvendig å redusere tilførselene av fosfor med mer enn 47% (ca 1100 kg P/år), for at det skal oppnås badevannskvalitet i innsjøen.</p> <p>Forurensningsproblemene i Årungen er hovedsakelig knyttet til næringsstofftilførsler fra avløp og jordbruksavrenning. Til tross for tiltak for å redusere forurensningen, har vannkvaliteten de siste år blitt dårligere. Forverringen skyldes trolig variasjoner i klimatiske forhold og landbruksdriften. Mildere vintre med mer nedbør vil kunne øke behov for tiltak for å nå miljømålene. Dette gjelder spesielt driftsformer i landbruket, men også overvannsdelen av avløpsnettets kan få økt behov for investeringer for å takle større nedbørsintensiteter. Foreslåtte tiltak er oppsummert i utvidet sammendrag s. 8.</p> <p>Det er lite sannsynlig at dagens positive virkemiddelbruk i landbruket er tilstrekkelig for å få gjennomført de nødvendige tiltakene. Det anbefales derfor kommunen å arbeide med fylkesmannens landbruksavdeling med tanke på å få et bedre virkemiddelapparat gjennom bl.a. revidering av regionalt miljøprogram (RMP). Det er også mulig å få utarbeidet egen forskrift for landbruksdriften i nedbørfeltet hvor det kan tas inn tiltak som begrenser driftsformene (pløyeforbud på visse arealtyper o.l.). Alternativet vil være å revidere miljømålene.</p>
---

Land/fylke:	Akershus, Norge
Kommuner:	Frogn, Ski og Ås
Sted/Lokalitet:	Årungen nedbørfelt

Ansvarlig leder/Responsible leader

  
Lillian Øygarden

Prosjektleder/Project leader

  
Håkon Borch



# Forord

---

Denne tiltaksanalysen og tiltaksplanen for Årungen er gjennomført på oppdrag fra Ås kommune. Arbeidet har innbefattet kartlegging av dagens miljøtilstand og forurensingstilførsler, beregne nødvendige reduksjoner fra forurensingskildene, utrede tiltak med kostnader og effekter, og til slutt sette sammen en tiltakspakke av nødvendige tiltak som må iverksettes for at det skal oppnås badevannskvalitet i Årungen.

Det er lagt vekt på at det skal gis en grunnleggende innføring i problemene og utfordringene som er knyttet til å nå målet om badevannskvalitet i Årungen. Opplysninger om tidligere tiltak og historisk utvikling er tatt med for å vise at vannkvaliteten i Årungen har blitt betydelig bedre de siste 20 årene.

Arbeidet med tiltaksanalysen startet først i en egen prosjektgruppe opprettet av ledergruppa i kommunen. Leder for denne prosjektgruppa har vært Gunnar Larsen, og øvrige medlemmer Per Kierulf, Øivind Løvstad, Tormod Solem og Anders Yri. Hovedutvalg for teknikk og miljø har vært politisk styringsgruppe for prosjektet. Første utkast av rapporten er skrevet av Øivind Løvstad, Limno-Consult og Ingunn Skadberg, Ås kommune, basert på en tidligere utgave skrevet av Anders Yri (Yri 2003). Rapporten er videre bearbeidet av Bioforsk Jord og miljø. Det er gjort nye beregninger av avløp (WEBGIS avløp), avrenning fra jordbruket (GIS i avrenning), fosforinnhold i jorda ved P-AL analyser fra Jorddatabanken og nye innsjømodellberegninger. Dette har gitt nye og mer oppdaterte grunnlagsdata som er benyttet til en ny vurdering av tiltaksbehov og forslag til prioritering av tiltakene. Det er også gjort en vurdering om vedtatte miljømål er realistiske å oppnå.

Ås den 16.05.2007

1. Sammendrag .....	8
2. Innledning .....	11
2.1 Bakgrunn .....	11
2.2 Beskrivelse av området og brukerinteresser .....	11
2.2.1 Nedbørfeltet .....	11
2.3 Kartlegging av brukerinteresser .....	12
2.4 Problembeskrivelse .....	13
2.4.1 Naturtilstand .....	13
2.4.2 Fra naturtilstand og frem til i dag .....	13
3. Miljømål for Årungen .....	15
4. Vannkvalitetsovervåkingen .....	16
4.1 Total fosfor (TP) i Årungen .....	16
4.2 Siktetyp i Årungen .....	17
4.3 Total planteplanktonmengde (planktonalger) i Årungen .....	17
4.4 Tilførselsbekker til Årungen .....	18
4.4.1 Fosfor .....	18
4.4.2 Tarmbakterier .....	18
5. Beregning av fosfortilførsler .....	19
5.1 Vannkvalitetsbasert tilførselsregnskap .....	19
5.2 Innsjømodeller .....	19
6. Kildebasert forurensningsregnskap .....	21
6.1 Biotilgjengelighet .....	21
6.2 Naturlig bakgrunnsavrenning .....	21
6.3 Jordbruksavrenning .....	21
6.3.1 Resultater fra kjøring av modellen "GIS i avrenning" .....	21
6.3.2 Fosforgjødsling i landbruket - PAL nivåer i jordsmonn .....	24
6.3.2.1 Redusert gjødsling som vassdragstiltak .....	25
Fosfortap fra landbruket .....	27
6.3.3 Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak .....	28
6.3.3.1 Redusert fosfornivå .....	28
6.3.3.2 Endret jordarbeiding .....	28
6.3.4 Effekter av gjennomførte tiltak .....	28
6.4 Offentlige avløpstekniske anlegg .....	30
6.4.1 Forurensningstilførsler .....	30
6.4.2 Beregningsgrunnlag for ledningsnett (overløp og lekkasjer) .....	30
6.4.2.1 Frogn kommune: .....	30
6.4.2.2 Ski kommune .....	30
6.4.2.3 UMB/Campus i Ås .....	31
6.4.2.4 Ås kommune .....	31
6.4.3 Beregningsgrunnlag for regnvannsoverløp og nødoverløp i avløpspumpestasjoner .....	31
6.4.3.1 UMB/Campus på Ås .....	31
6.4.3.2 Ski kommune .....	31
6.4.4 Avløpstekniske tiltak .....	31
6.4.5 Kostnadseffektivitet .....	32
6.5 Avløpsanlegg i spredt bebyggelse .....	32
6.5.1 Resultater av modellberegninger .....	32
6.5.2 Kostnadseffektivitet spredt avløp .....	34
6.6 Andre forurensningskilder .....	35
7. Vurdering av realiserbarhet av tiltaksplan .....	36
7.1 Status for jordbrukstiltakene og vurdering av virkemidler for gjennomføring .....	36
7.2 Vurdering av fremdrift av tiltak på offentlige avløpsnett .....	37
7.2.1 Avløpsnett ved Ski sentrum .....	37
7.2.2 Avløpsnett ved Campus/UMB .....	37
7.2.3 Avløpsnett i Ås kommune (vestre del av Kaja-feltet) .....	37
7.2.4 Avløpsnett i Frogn kommune .....	37
7.3 Status for opprydning av avløpsforholdene i spredt bebyggelse .....	38

8.	Oppsummering, vurderinger av tiltak, rangering iht kostnadseffektivitet.....	39
8.1	Videre arbeide med å utarbeiding og gjennomføring av tiltaksplaner.....	41
9.	Konklusjon .....	42
10.	Referanser .....	43
	Vedlegg 1: Valg av modell og bakgrunn for å fastsette retensjonskoeffisienten .....	44
	Vedlegg 2. Metodikk og beregninger for endret jordarbeiding i landbruket .....	46
	Erosjonsformer og -prosesser .....	46
	GIS avrenning - modellen.....	47
	Metode 48 .....	
	Registerdata.....	49
	Vedlegg 3: Om rens tiltak i landbruket .....	50
	Permanente vegetasjonssoner.....	50
	Fangdammer .....	51
	Leca-filter for grøftevann .....	51
	Tiltak i bekkeløpet .....	52
	Avskjæringsgrøfter og inntakskummer .....	53
	Vedlegg 4: Endringer i utslippsberegning og gjennomførte tiltak for spredt avløp og offentlig avløpsnett etter 2003 .....	54
	Offentlige avløpsnett .....	54
	Separate avløpsanlegg .....	54
	Vedlegg 5: Innsjøinternt tiltak - utfisking av gjedde for å bedre vannkvaliteten i Årungen .....	56

# 1. Sammendrag

---

Tiltaksanalysen for Årungen er gjennomført på oppdrag fra Ås kommune, og er utarbeidet på bakgrunn av flere tidligere rapporter og tiltaksplaner. Årungen nedbørfelt ligger i kommunene Ski, Ås og Frogn i Akershus fylke. Vassdraget har avløp til Bunnefjorden. Vannkvaliteten er ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene, og det er knyttet usikkerhet til om det er mulig å gjennomføre nødvendige tiltak for å oppnå gjeldende miljømål for bekker og innsjøen.

Ås kommune ønsket en ny gjennomgang basert på oppdaterte overvåkingsdata og en systematisk gjennomgang av gjennomførbare tiltak innenfor landbruk, kommunaltekniske anlegg og spredt bebyggelse. I tillegg har det vært et poeng å få tiltaksplanen tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk status i løpet av 2021.

Kommunestyret har satt som mål at Årungen skal bli egnet som badevann i minst 8 av 10 sommere fra og med 2012. For å nå målet må sjøen ha et siktedyp på minst 3,0 m, samt at midlere total fosfor (tot-P) konsentrasjon må være mindre enn 15 µg P/l. Dette innebærer at vannkvaliteten må forbedres betraktelig.

Forurensningsproblemene i Årungen er hovedsakelig knyttet til næringsstofftilførsler fra avløp og jordbruksavrenning. Fosfor er det næringsstoffet som er den begrensende faktor for algevekst. Det mest effektive tiltaket for å bedre vannkvaliteten er derfor å begrense tilførslene av biotilgjengelig fosfor fra bekker som renner ut i Årungen.

Historisk utvikling av vannkvaliteten i Årungen, viser at innsjøen tidligere har hatt badevannskvalitet for så å bli meget forurenset. De siste 20 årene har vannkvaliteten blitt betydelig bedret. Til tross for tiltak for å redusere forurensingen, har vannkvaliteten de siste år blitt noe dårligere igjen.

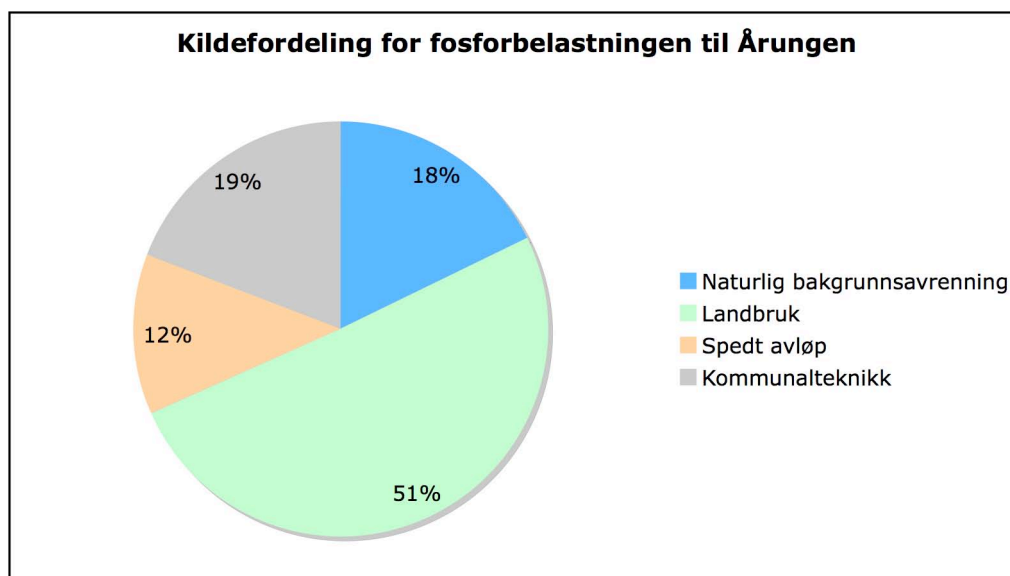
Forverringen skyldes trolig naturlige variasjoner i klimatiske forhold. Med forventninger om mildere vintre med mer nedbør vil det kunne bli økt behov for tiltak for å nå miljømålene. Dette gjelder spesielt driftsformer i landbruket, men også overvannsdelen av avløpsnettene kan få økt behov for investeringer for å takle økt nedbør.

Det er benyttet to forurensingsregnskap for vassdraget: Det ene er basert på vannkvalitetsmålinger i vassdraget og teoretiske vannføringsdata sammen med innsjømodeller for fosforrespons mhp. algevekst. Det andre forurensingsregnskap er basert på beregninger av tilførsler fra ulike kilder (jordbruk, kommunalt avløp, spredt avløp og naturlig bakgrunnsavrenning).

Ved hjelp av modellberegninger av innsjøen antas det nødvendig å redusere tilførslene av fosfor med mer enn 47% (ca 1100 kg P/år), for at det skal oppnås badevannskvalitet i innsjøen.

Kildene til fosfortilførslene fordeler seg slik:



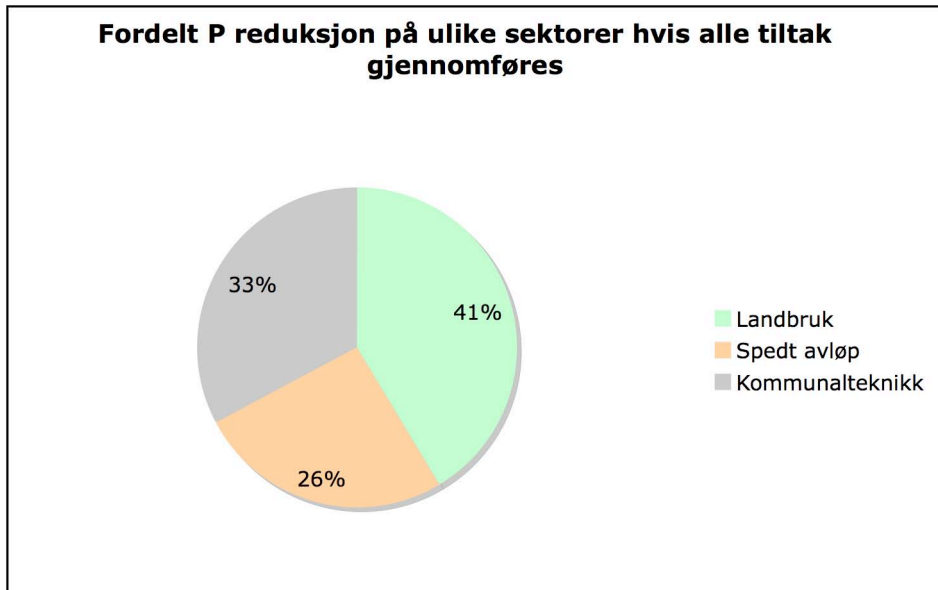


Det er gjort beregninger av en rekke tiltak innen landbruk, spedt avløp og kommunalt ledningsnett. Det er satt opp en prioritering av anbefalte tiltak rangert etter kostnadseffektiviteten av tiltakene.

Tilrådingene for tiltak som bør gjennomføres er (prioritert rekkefølge):

1. Reduksjon av P utslipp ved reduksjon av gjødsling til gj.snitt P-AL verdi i jorda er 8. Arealer med P-AL over 10 anbefales ikke gjødslet med fosfor ved korn/grasproduksjon. Effektpotensiale biotilgjengelig P-reduksjon =70 kg reduksjon. Kostnad pr kg og år er kr. 0. Langsiktig tiltak som gradvis vil få effekt.
2. Endret jordarbeideidning slik at all jord i erosjonsrisikoklasse 3 & 4 drives med dyrkingsformer som tilsvarer vinterstubb eller bedre. Effektpotensiale biotilgjengelig P-reduksjon =80 kg reduksjon. Kostnad pr kg biotilgjengelig P og år er kr. 1300. Tiltak som har effekt med en gang.
3. Jord i erosjonsrisiko klasse 2 legges i stubb eller tilsvarende gjennom vinteren. Effektpotensiale P- biotilgjengelig reduksjon ≈ 280 kg reduksjon. Kostnad pr kg og år er kr. 1300. Tiltak som har effekt med en gang.
4. Gjennomføring av planlagt sanering av ledningsnett i Ski, UMB og Ås sentrum. Effektpotensiale P-reduksjon ≈340 kg reduksjon. Kostnad pr kg og år er kr. 9400. Tiltak som har effekt med en gang.
5. Oppgradering av 254 spredte avløpsanlegg. Effektpotensiale biotilgjengelig P-reduksjon ≈270 kg reduksjon. Kostnad pr kg og år er kr. 11 900. . Tiltak som har effekt med en gang.

Fordelingen mellom ulike sektorer i tiltaksplanen er slik:



Det er relativt dårlig grunnlag for beregningene av kostnadene ved landbrukstiltak og det bør gjøres et arbeid for å finne frem til et bedre beregningsgrunnlag for kosteffektivitet innen landbruket.

Det er all grunn til å stille spørsmålsteget ved om dagens positive virkemiddelbruk i landbruket er tilstrekkelig for å få gjennomført tiltakene tiltross for at landbrukstiltakene er meget kostnadseffektive sammenlignet med andre sektors tiltak. Høstkornarealet øker på bekostning av stubbarealet på grunn av den gode økonomien i høstkorndriften. Arealet med lett høstharving øker også, og denne driftsformen gir for dårlig avrenningsbegrensende effekt til at miljømålene kan nås. Det anbefales derfor kommunen å arbeide med fylkesmannens landbruksavdeling med tanke på å få et bedre virkemiddelapparat gjennom bl.a. revidering av regionalt miljøprogram (RMP). Det er også mulig å få utarbeidet egen forskrift for landbruksdriften i nedbørfeltet hvor det kan tas inn tiltak som begrenser driftsformene (pløyeforbud på visse arealtyper o.l.). Alternativet vil være å revidere miljømålene.

## 2. Innledning

---

### 2.1 Bakgrunn

Denne tiltaksanalysen er gjennomført på oppdrag fra Ås kommune, og er utarbeidet på bakgrunn av flere tidligere rapporter og tiltaksplaner som har blitt utarbeidet for Årungen. Bakgrunnen for at Ås kommune ønsket å få gjennomført en ny tiltaksanalyse er at Årungen fortsatt har dårlig vannkvalitet og det er behov for å få gjennomført en rekke tiltak. Vannkvaliteten er ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene knyttet til Årungen, og det er knyttet usikkerhet til om det er mulig å gjennomføre nødvendige tiltak for å oppnå gjeldende miljømål for bekker og innsjøen. En har derfor begynt å stille seg spørsmålet om det er satt realistiske/oppnåelige vannkvalitetsmål for Årungen. Alternativet vil evt. være å få definert nye mer realistiske mål i en gjennomførbar tidshorisont. Det er som nevnt tidligere utarbeidet tiltaksanalyser for vassdraget, men Ås kommune ønsket en ny gjennomgang basert på oppdaterte overvåkingstall og en systematisk gjennomgang av gjennomførbare tiltak innenfor landbruk, kommunaltekniske anlegg og spredt bebyggelse. I tillegg har det vært et poeng å få tiltaksplanen tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk status i løpet av 2021 år.

Forarbeidene til tiltaksanalysen er utarbeidet av Anders Yri, Øivind Løvstad og Ingunn Skadeberg. I dette arbeidet er det fokusert meget på totalt reaktivt fosfor og biotilgjengelighet av fosfor. Vurderingene rundt disse spørsmålene er samlet i vedlegg. I rapporten vil det imidlertid refereres til både total fosfor (Tot-P), totalt reaktivt fosfor (TRP) og Biotilgjengelig fosfor (B). Vi har prøvd å gjøre det relativt konsistent i valg av parametre som diskuteres, men lesere som vil sette seg grundigere inn i bakgrunn for disse parametrene anbefales å lese vedlegg 1.

### 2.2 Beskrivelse av området og brukerinteresser

#### 2.2.1 Nedbørfeltet

Innsjøen Årungen med nedbørfelt ligger i kommunene Ski, Ås og Frogn i Akershus fylke. Vassdraget har avløp til Bunnefjorden. Nedbørfeltet ligger i det sør-øst-norske grunnfjellsområdet som domineres av gneis- og granittiske bergarter. Det ligger i sin helhet under marin grense, og løsmassene er dominert av marine finsedimenter og morenerygger (Ås-Ski morenen). Nedbørfeltet dekker ca. 51 km<sup>2</sup>, hvorav arealet av Årungen og Østensjøvannet utgjør 1,6 km<sup>2</sup>. Laveste nivå er Årungen på 33 moh, og høyeste punkt er på 160 moh.

Årungen er 3 km lang og har en midlere bredde på 450 m. Største dyp er 13,2 m og middel dyp er 8 meter. Teoretisk oppholdstid er ca. 4,5 måned. Med en dominerende lengderetning nord-syd er innsjøen meget vindeksponert noe som gir god omrøring av vannmassene.

Ås sentrum, Ski sentrum og UMB området er områdene med de største befolkningskonsentrasjonene. Deler av disse områdene har urban karakter med relativt høy andel tette flater. I tillegg er det mindre "tettsteder"/boligfelt spredt over nedbørfeltet. Den øvrige bebyggelsen er grovt sett lokalisert nær gårdsbrukene. Utenom Ski er det få industribedrifter i vassdraget. Ås kommunale avfallsdeponi er anlagt i Bølstadbekkens nedbørfelt.

Arealfordelingen for hele nedbørfeltet er; jordbruk 53%, skog og annen utmark 34%, tettsteder og bebygde arealer 10% og åpne vannflater 3%. I tabell 1 er det satt opp en oversikt over arealfordelingen i de ulike delnedbørfeltene og i figur er det et kart som viser nedbørfeltets avgrensning, inndeling i delnedbørfelt og arealfordelingen i nedbørfeltene.



Figur 1: Oversiktskart over nedbørfeltet med inndeling i delnedbørfelt. Denne inndelingen er ikke grunnlaget for beregninger i rapporten.

Tabell 1. Karakterisering av delnedbørfeltene i Årungen nedbørfelt .

Bekk/ felt	Nedbørfeltareal km <sup>2</sup>	Vannføring mill. m <sup>3</sup> /år*
Bølstadbekken	25,5	12,6
Storgrava	8,4	4,2
Smedbølbekken	7,3	3,6
Vollebekken	2,1	1,0
Nordreås-bekken	2,7	1,3
Brønnerud	0,8	0,4
Resterende områder	4,2	2,1
Herav Årungen og Østensjøvann (1.6 km <sup>2</sup> )		
Sum	51,0	25,3

### 2.3 Kartlegging av brukerinteresser

Det er knyttet flere viktige brukerinteresser til Årungen. Årungen benyttes som nasjonal arena for roing og kajakk. Videre er det knyttet store fritidsfiskeinteresser til innsjøen. Området rundt Årungen benyttes av mange til turgåing og jogging. På østsiden er det tilrettelagt både med tursti langs innsjøen og i lia ovenfor.

De viktigste fiskeartene i Årungen er mort, abbor, gjedde og ål. I dag domineres innsjøen av mort. En bedring i vannkvaliteten vil kunne gi en større andel av abbor, noe som vil gjøre Årungen mer attraktiv for fritidsfiskere. Området rundt innsjøen er også registrert som et viktig område for det biologiske mangfoldet.

Et hovedmål (som er vedtatt av kommunestyret i 1995/1996) er å få badevannskvalitet i innsjøen. Av brukerinteressene som er satt opp i tabell 2 er det bading som stiller de strengeste kravene til vannkvaliteten.

Tabell 2. Brukerinteresser i Årungen

Brukerinteresse	Dagens tilstand	Ønsket tilstand
Drikkevann	Ikke egnet	Ikke aktuelt
Bading og rekreasjon	Ikke egnet	Egnet
Jordbruksvanning	Mindre egnet	Egnet
Fritidsfiske	Mindre egnet	Egnet

## 2.4 Problembeskrivelse

For store næringstilførsler til Årungen gir for høy biologisk produksjon og spesielt for høy algevekst i de frie vannmassene. Dette gir en rekke negative effekter som dårlig siktedyp, oppblomstring av giftige blågrønner, for lavt oksygeninnhold i vannet, endringer av fiskesamfunn, tilgroing av strandsonene med takrørskoger m.m. Dette kalles eutrofiering. Eutrofieringen i Årungen har ført til at innsjøen er utsatt for oppblomstring av giftige blågrønner.

### 2.4.1 Naturtilstand

Iht. EUs vannrammedirektiv skal økologisk status i alle vannforekomster fastsettes som avvik fra naturtilstanden. Naturtilstanden skal derfor fastsettes for alle vanntyper. For Årungen er det ikke gjort et eget arbeid på dette. Naturtilstanden kan fastsettes ut fra en eller flere av følgende metoder:

- Data fra eksisterende tilnærmet upåvirkede sammenlignbare vannforekomster
- Modeller (teoretiske modeller for næringsstoffavrenning hvor man beregner tilførsler fra landarealene ved hjelp av avrenningskoeffisienter hvor man simulerer en arealbruk som tilsvarer en naturlig uforming f.eks. NIVA TEOTIL2).
- Paleoøkologiske data fra sedimentkjerner
- Historiske data
- Ekspertvurderinger

Siden det ikke foreligger en nærmere beregning eller karakterisering av naturtilstand er det her bare brukt et faglig skjønn. Berggrunnsgeologisk ligger nedbørfeltet i områder med harde grunnfjellsbergarter som avgir lite næring. Årungen ligger imidlertid i et område preget av Ski-Ås morenen med stor mektighet av løsmasser, næringsrikt jordsmonn og overdekning av marine leiravsetninger. Årungen har derfor fra naturens side alltid vært en sjø med relativt sett god næringstofftilgang, og derfor vært en produktiv sjø. I denne rapporten er det antatt at en forventet naturtilstand for Årungen vil falle i den lavere enden av SFTs klasse II, som målt i fosfor vil ligge mellom 7 - 11  $\mu\text{g P/l}$  (SFT 1997). Vil vil derfor anbefale å bruke  $\approx 7\text{-}8 \mu\text{g P/l}$  som antatt naturtilstand inntil mer detaljert modellering eller sedimentundersøkelser er foretatt.

### 2.4.2 Fra naturtilstand og frem til i dag

Frem til slutten av 1800 tallet kan en forvente at Årungen var relativt lite påvirket av menneskelig aktivitet. Driftsformene i landbruket var før denne tid relativt ekstensive med lite åkerbruk, mye beite og lav gjødslingsintensitet. Befolkningmengden var betydelig lavere og kloakk ble håndtert lokalt, og ikke ledet til sjøen. Fosfortilførslene var derfor små, og Årungen kan antas å ha vært i en mesotrof tilstand (SFT klasse II/III), og i noe som kan betegnes som "økologisk balanse" hvor selvrensingsprosessen i innsjøen var tilstrekkelig til å håndtere ekstra næring fra menneskelig aktivitet. Beskrivelser av Årungen fra før ca 1950 indikerer en sjø med "god vannkvalitet", og den var f.eks. mye brukt til bading frem til ca 1960.

Fosfortilførslene til Årungen økte betydelig i årene etter andre verdenskrig i hovedsak på grunn av økte utslipp av urensset kloakk og økt andel åkerbruksareal ved nedleggingen av husdyrholdet i nedbørfeltet.



I denne perioden var forholdene så dårlige i innsjøen at det var episoder med fiskedød som følge av oksygenmangel i vannmassene på ettervinteren. Oksygenmangelen førte også til at det ble avgitt illeluktende H<sub>2</sub>S- gass (lukt som råtnede egg) fra innsjøen. Delvis opprydding i avløpsforholdene i nedbørfeltet, og tiltak for å redusere tilførselene fra jordbruket, har gitt betydelig bedring i vannkvaliteten på 80- og 90-tallet (se fig 2, 3 og 4).

Til tross for en del nye tiltak for å redusere tilførselene de siste årene, har vannkvaliteten blitt noe dårligere igjen. Denne forverringen skyldes trolig naturlige variasjoner. Det antas at vannkvaliteten ville ha forverret seg mer uten de siste årenes tiltak. Værvariasjoner er her av stor betydning. Med forventninger om mildere vintre med mer nedbør vil det kunne bli økt behov for tiltak for å nå miljømålene. Dette gjelder spesielt på driftssiden i landbruket, men også overvannsdelen av avløpsnettet kan få økt behov for investeringer for å takle økt nedbør.



Figur 2: Sørrenden av Årungen



Figur 3: Årungen sett fra Brønnerud mot nord. Roanlegget fremkommer med banemarkeringene.

### 3. Miljømål for Årungen

---

Hovedmål for Årungen er badevannskvalitet i minst 8 av 10 somrer fra og med 2012.

Hovedmål for Østensjøvannet er midlere konsentrasjonen av total fosfor < 50 µg P/l.

Foreløpige mål for Årungen, Østensjøvann og de viktigste tilførselsbekkene ble fastlagt av Ås kommune i 1995/1996. Ut fra forventet naturtilstand, dagens brukeregnetthet og folks bruk og ønsker om forbedret vannkvalitet, er det nå satt som mål at brukerinteressene bading, rekreasjon og fritidsfiske skal tilfredsstilles. Med rekreasjon menes vannrelaterte aktiviteter, der en kommer i kontakt med vannet (f. eks. roing). For å oppnå hovedmålet i Årungen er det antatt at følgende parameterkrav må oppfylles;

- siktedypet må være minst 3,0 m i 8 av 10 somre,
- TKB må være <100 pr 100 ml,
- midlere TP-konsentrasjonen (mai- september) må være < 15 µg P/l.

Det er forventet at tilstanden i Årungen vil bli god nok i 8 av 10 somrer for brukerinteressene etter 2012, dersom miljømålene oppnås for bekkene som renner ut i Årungen. Målsetting og status for fosfor i elver og bekker som renner ut i Årungen er angitt i tabeller, vedlegg 1. Målsettingen er at det skal være ca. 25 µg P/l som total reaktivt fosfor - TRP i 2012. Frogn kommune har i sin plan for avløp og vannmiljø 2002-2012 satt mål å oppnå SFTs tilstandsklasse 3 tilsvarende 11-20 µg P/l for Storgrava. Gjennomsnittkonsentrasjonen i perioden 1998-2002 i Storgrava var på 116 µg P/l.

I tabell 3 er det satt opp viktige nytteeffekter som oppnås dersom miljømålet for Årungen oppnås.

*Tabell 3. Nytteeffekter for brukerinteresser ved måloppnåelse av miljømålene.*

Brukerinteresse	Effekt
Bading og rekreasjon	Nytt badested for Follo
Fiske	Mer abbor
Biologisk mangfold	Bedret økologisk status
Roing og padling	Ingen helsefare (algegifter) for roere og padlere
Jordvanning	Mindre bakterier

## 4. Vannkvalitetsovervåkingen

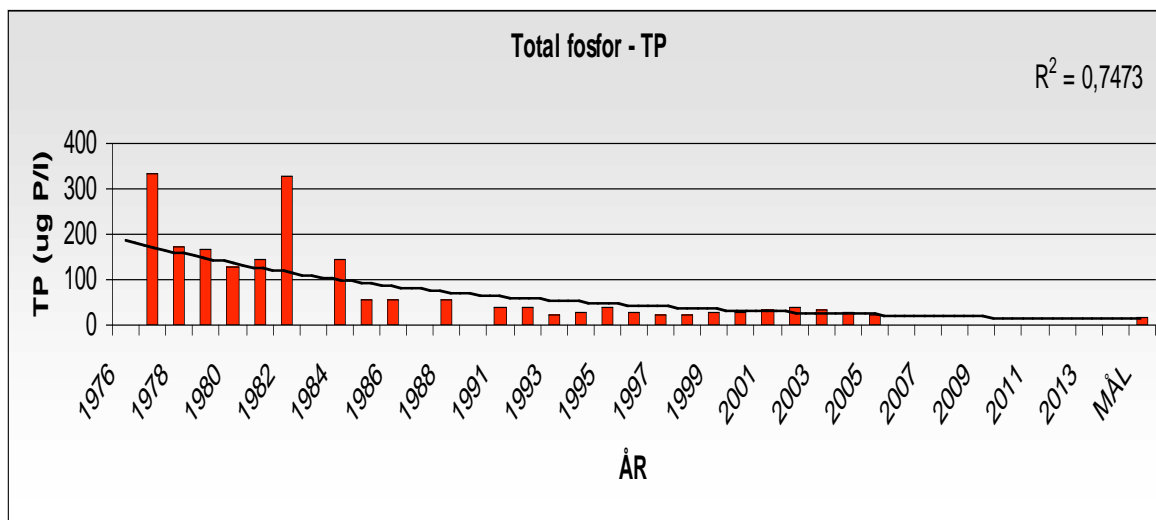
Den lokale vassdragsovervåkingen i Ås kommune startet i 1995. Årungen nedbørsfelt utgjør en vesentlig del av denne overvåkingen. Overvåking av vannkvaliteten er en forutsetning for å kunne gjøre målrettede og effektive tiltak for å nå målene som er satt for Årungen. Det mest effektive tiltaket for å bedre vannkvaliteten er å begrense fosfortilførslene til resipienten. Derfor legges hovedvekten i overvåkingen på fosfortilførslene fra bekker som renner ut i Årungen.

I vannkvalitetsovervåkingen i Ås kommune brukes fosforparametrene total reaktiv fosfor - (TRP) og total fosfor (TP) for å klassifisere vannkvalitetstilstand. TRP er en fraksjon av total fosfor, som måles kjemisk, og som gir et tilnærmet mål på potensielt biotilgjengelig fosfor for alger. For Årungen og Østensjøvann måles kun TP i tillegg til at det også måles på total nitrogen, planktonalger (PAL) og siktedyp. Begroingsalger (BAL) måles i bekkene. Fra 2005/2006 vil det også tas bunndyrprøver (BZO) i hovedbekkene. Vannovervåkings-resultatene blir rapportert årlig (se Løvstad 2005). Alle resultater fra overvåkingen i perioden 1996 - 2005 er rapportert i egen rapport (Løvstad & Skadberg 2006). Det er laget et kvalitetssystem for limnologisk, lokal vannovervåking i Osloregionen (Løvstad & Bjørnskau 2000). De tre siste årene har det blitt tatt minimum 1 prøve pr. måned med fosforanalyser i hovedbekkene til Årungen.

Det er knyttet en del usikkerhet til fosformålingene i elvene og bekkene, fordi det ikke samtidig måles vannføringer. Konsentrasjonene kan variere på grunn av varierende værforhold og aktiviteter i nedslagsfeltene, men måleresultatene over tid gir en indikasjon på tilstanden og effekten av tiltak vil fremgå. Målingene er normalt ikke tatt i flomperioder. Ved flom er andelen av fosfor fra jordbruksarealene større. De utførte målingene gir derfor for lave tilførseltall for fosfor fra jordbruket. Fra 2005 blir det laget femårsmidler for både TP og TRP som gir et langt bedre datagrunnlag, samtidig med at det tas hensyn til naturlige svingninger. Det blir tatt noen prøver ved flomvannføring. Fra 2006 vil fosforanalyseresultatene kunne bli vektet mot vannføringsmålinger i Årungenelva (og Skuterudbekken).

### 4.1 Total fosfor (TP) i Årungen

I Årungen har fosforinnholdet blitt vesentlig lavere i perioden 1976-2005. Størst forbedring ble oppnådd i første halvdel av 80-tallet. Etter dette har konsentrasjonen stabilisert seg, og det er ingen signifikant forbedring de siste 15 årene.



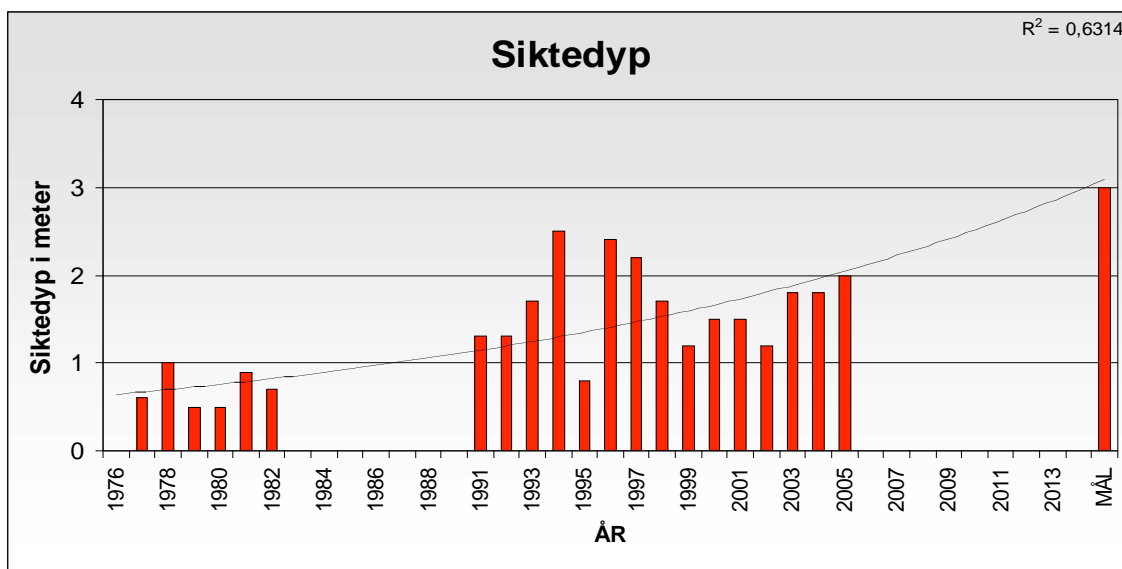
Figur 4: Langsiktig utvikling av total fosforkonsentrasjon i Årungen.



Den midlere TP-konsentrasjonen (mai- september) var i perioden 1962-1984 svært høy (127-400  $\mu\text{g P/l}$ ). Fra omkring 1985 ble TP-konsentrasjonen betydelig lavere (<50  $\mu\text{g P/l}$ ). I 2004 og 2004 var TP-konsentrasjonen på henholdsvis 29 og 23  $\mu\text{g P/l}$ . Målet er, som nevnt tidligere, 15  $\mu\text{g P/l}$ .

## 4.2 Siktedyp i Årungen

Siktedyp måles ved å senke en hvit skive på 20 cm i diameter ned i vannet. Siktedypet defineres som den dybden der skiven ikke lenger kan sees. I Årungen er siktedypet stort sett et resultat av mengde og innhold av partikler i vannet. En betydelig reduksjon av biotilgjengelig fosfor i vannmassene vil gi redusert mengde av alger, og dermed økt siktedyp. Tiltak som reduserer avrenning av partikler fra jordbruksarealene vil også bidra til økt siktedyp.



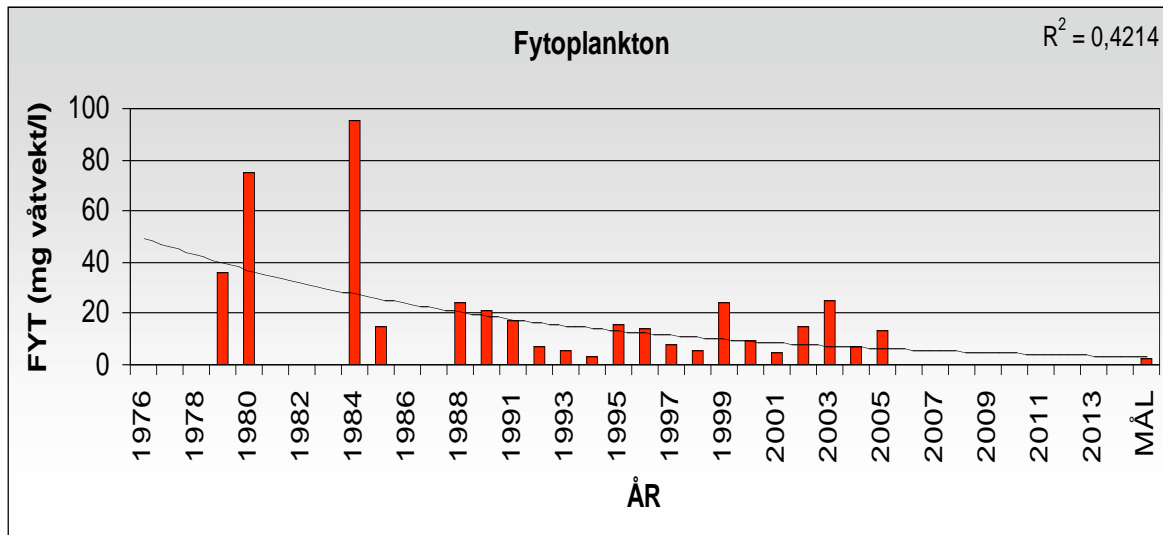
Figur 5: Langsiktig utvikling av siktedyp i Årungen.

Av figur 3 går det frem at siktedypet etter 1990 stort sett har vært betydelig bedre enn i perioden 1977-1982. Det midlere siktedypet var i 2005 (mai -september) ca.2,0 m. Målsetting er at det fra og med 2012 skal være minst 3,0 m siktedyp i minst 8 av 10 somre.

## 4.3 Total planteplanktonmengde (planktonalger) i Årungen

Algene lever fritt i vannet i innsjøer og sakteflytende elver. Ved masseoppblomstring kan vannet farges. Vannets farge vil bl.a. avhenge av fargepigmentene i algene. I Årungen er fosfor den mest algevekstbegrensende faktor. Derfor er det sammenheng mellom total fosfor (TP) og mengden av planteplankton i innsjøer. De to parametrene gir derfor ofte samme klasse (Løvstad, 2002). De biologiske parametrene gir ofte et bedre mål på vannkvaliteten enn de kjemiske metodene, og sier også noe om den økologiske tilstand.

Den midlere fyttoplanktonmengden varierer sterkt fra år til år men det er ikke noen spesiell utviklingstendenser side 1985 (se figur 4). Målet er at det ikke skal være masseoppblomstring av blågrønnalger fra 2012.



Figur 6: Langsiktig utvikling av total fytoplanktonmengde i Årungen. Ofte er mer enn 50% av fytoplanktonmengden blågrønnalger.

## 4.4 Tilførselsbekker til Årungen

### 4.4.1 Fosfor

Årsmiddelkonsentrasjoner for total fosfor (TP) og total reaktivt fosfor (TRP= tilnærmet biotilgjengelig fosfor) er vist i tabell XX. En del fosfor holdes tilbake i innsjøens sedimenter; dvs at fosforet felles ut fra vannmassene. Fosforkonsentrasjonen fra bekkene halveres i innsjøen. Dette forholdet vil imidlertid være avhengig av hvor stor mengde tilført fosfor som er partikkelbundet. Som en forenkling er allikevel fosformålene for bekkene satt til å være dobbelt så høye som målet for innsjøene. Et gjennomsnitt av målingene i bekkene viser en konsentrasjon på ca. 70 µg TRP /l. Miljømålene for alle bekkene unntatt Bølstadbekken er miljømålene 25µg TRP/l og 50 µg TP/l. For Bølstadbekken er miljømålene henholdsvis 20 µg TRP/l og 30 µg TP/l.

### 4.4.2 Tarmbakterier

Prøvetaking av TKB (termotolerante koliforme bakterier) ble innført som en del av vannkvalitetsovervåkingen i 2001. For dette året ble det foretatt prøvetaking 1 gang på viktige målestasjoner, mens for 2002 er foretatt prøvetakinger 4-6 ganger. Med unntak av Bølstadbekken og Årungenelva har alle bekkene som overvåkes over 1000 TKB/100 ml noe som viser at bekkene stort sett ikke er egnet iht. SFT` s klassifisering av egnethet for bading og rekreasjon (SFT 1997). Alle bekkene er påvirket av humanfekal forurensing. Bading eller annen direkte kontakt med vannet i eller ved utløpet av bekkene kan medføre en helserisiko. Det vil bli vurdert å heve bakteriemålet for bekkene fra <100 til <1000 TKB/100 ml.

## 5. Beregning av fosfortilførsler

### 5.1 Vannkvalitetsbasert tilførselsregnskap

For hver bekk benyttes gjennomsnittstall for målinger av fosforkonsentrasjon. Bekkens gjennomsnittskonsentrasjon multipliseres med teoretisk gjennomsnittlig årlig vannføring.

Med resultater fra vannkvalitetsovervåkingen (middel av de siste 5 årene) er det beregnet en tilførsel av TRP på 1743 kg/år til Årungen (tabell 4). Tilsvarende for total fosfor er 3121 kg/år (tabell 5).

Vollebekken, Norderåsbekken og Storgrava har de høyeste konsentrasjonene av både biotilgjengelig fosfor og total fosfor (TP) til Årungen. Vollebekken er sterkt preget av kloakktilførsler fra UMB-området, og står alene for 264 kg TRP til Årungen per år. Bølstadbekken tilfører Årungen mest fosfor (732 kg TRP årlig) på grunn av de store vannmengdene.

Tabell 4. Målinger av dagens tilførselsbidrag og målsetting i kg TRP fra bekker/småfelt.

Bekk/ felt	Vannføring mill. m <sup>3</sup> /år* (fordeling%)	Middel TRP µg TRP/l	Tilførsel kg TRP	Andel kg TRP (avvik vf **)
Bølstadbekken	12,2 (50%)	60	732	42% (-8%)
Storgrava	4 (16%)	82	328	19% (3%)
Smedbølbekken	3,5 (14%)	50	175	10% (-4%)
Vollebekken	1 (4%)	264	264	15% (11%)
Norderåsbekken	1,3 (5%)	100	130	7% (2%)
Brønnerud	0,4 (2%)	36	14	1% (-1%)
Resterende områder	2 (8%)	50	100	6% (-2%)
Sum	24,4		1743	100%

Tabell 5. Målinger av dagens tilførselsbidrag i kg TP fra bekker/småfelt.

Bekk/ felt	Vannføring mill. m <sup>3</sup> /år* (fordeling%)	Middel TP µg P/l	Tilførsel kg P	Andel kg P (avvik vf **)
Bølstadbekken	12,2 (50%)	115	1403	45% (-5%)
Storgrava	4 (16%)	138	552	17,5% (1%)
Smedbølbekken	3,5 (14%)	85	298	9,5% (-5%)
Vollebekken	1 (4%)	437	437	14% (10%)
Norderåsbekken	1,3 (5%)	158	205	7% (2%)
Brønnerud	0,4 (2%)	65	26	1% (-1%)
Resterende områder	2 (8%)	100	200	6% (-2%)
Sum	24,4		3121	100%

\* Normalnedbør 785 mm/år (1960-1990), fordamping 300 mm/år og normalavrenning 485 mm. Nedbøren har vært høyere de senere år enn perioden 1960-1990. Dette vil gi økt fosforavrenning.

\*\* Avvik i andel av TP og TRP fra vannføringsandelen gjenspeiler konsentrasjonen og blir et tall for det relative bidraget som kommer via denne bekken. Bekkene med rød skrift (positiv verdi) er "versting" bekkene, mens de med grønn skrift har lavere bidrag pr vannmengde.

### 5.2 Innsjømodeller

Ved å se på sammenhengen mellom tilført fosfor og hvilke nivåer av fosfor som måles i de frie vannmassene i en rekke sjøer har man utviklet en rekke såkalt fosforresponsmodeller. Dette er empiriske modeller tilpasset ulike typer av sjøer. I denne undersøkelsen har vi brukt to ulike modeller som skal være egnet for Årungen. FOSRES (er laget for innsjøer med middeldyp fra 1,5 til 14,5 m (Årungen har 8m middeldyp) (Berge 1987). Larsen og Merciers modell er også egnet for grunne sjøer,

og har innebygget en retensjonskoeffisient for sedimentering i innsjøen (Larsen og Merciers 1976). Modellen er godt egnet der partikkeltransportert fosfor med stor andel sedimentasjon er situasjonen. Dette er tildels tilfelle i Årungen. Innsjømodellene er laget for total fosfor, men det er indikasjoner på at TRP passer bedre for Årungen. Ved bruk av biotilgjengelig fosfor, målt som TRP, isteden for total fosfor (TP) ser det ut til at Larsen & Mercier-modellen passer bedre. Øivind Løvstad har skrevet en diskusjon omkring valg av modell som er samlet i vedlegg 1.

Overvåkingen av Årungen har vist en årsmiddelkonsentrasjon i perioden 2001 - 2005 er  $\approx 32 \mu\text{gP/l}$ . Denne verdien er brukt ved modellkjøringene. Resultatene for modellene er satt opp i tabell 6.

Tabell 6. Resultater fra ulike fosforresponsmodelleringer av tilført fosfor og nødvendig avlasting av tilførsel for å nå akseptable verdier ( $\approx$  miljømålet på  $15 \mu\text{gP/l}$ ).

Modell	Tilført kg TP	Maksimalt tilført P (kg) for å nå $15 \mu\text{gP/l}$	Reduksjonsbehov kg P
FOSRES	2172	1018	1154
Larsen & Mercier	1331	624	707
Larsen & Mercier TRP tilpasset*	2068	969	1099

\* Retensjonskoeffisienten satt til 0,6. Diskusjon om valg av modell og bakgrunn for å fastsette retensjonskoeffisienten er samlet i vedlegg 1.

Det er ikke forventet at de benyttede modellene gir presis beregning av hva som er akseptabel årlig fosfortilførsel. De to modellene som kommer ut ganske likt (FOSRES-modellen og TRP tilpasset L & M-modell) gir et estimat på ca 1000 kg P pr år (969 - 1018). Begge modellene indikerer at det er et avlastingsbehov på 47% av dagens tilførsler.

For å belyse en svakhet med modeller kan det vises til erfaringer fra eutrofe innsjøer hvor vannkvaliteten beveger seg i trinnvis sprang. Det har vist seg at innsjøene har "holdt på" en dårlig vannkvalitet inntil fosfortilførslene kommer ned til et tilstrekkelig lavt nivå. Når en slik lav tilførsel oppnås, har vannkvaliteten raskt blitt forbedret. Årungenes raske bedring i perioden 1984-1985 er et eksempel en slik respons (se figur 1, 2 og 3). Tilsvarende fenomen var tilfelle for Gjersjøen på 1980 tallet. Sprangene i vannkvalitet antas å bl.a. komme av dynamikken mellom ulike arter (både fisk, zooplankton og alger), hvor artenes respons på endrede livsbetingelser kan forsinkes av artsdominans og plutselige kollaps av bestander. Sprang kan også komme av at det ved et visst nivå av tilførsler av næringsalter oppstår utlekking av ytterligere fosfor fra sedimentene (på grunn av  $\text{O}_2$  mangel i bunnvannet). Tilsvarende kan det ved reduksjoner plutselig stoppe å lekke ut P fra sedimentene. Slike sprang i vannkvaliteten fanges ikke opp i de benyttede modellene.

## 6. Kildebasert forurensingsregnskap

---

Dette forurensingsregnskapet er basert på teoretiske beregninger av tilførsler av biotilgjengelig fosfor fra ulike kilder (jordbruk, kommunalt avløp, separate avløp og naturlig bakgrunnsavrenning).

### 6.1 Biotilgjengelighet

I denne tiltaksanalysen er det valgt å anta at TRP er et mål på biotilgjengelig fosfor. Ut fra Berge og Källqvist (1990) er biotilgjengeligheten i naturlig bakgrunnsavrenning satt til 11%. Biotilgjengeligheten av fosfor i avløp fra separate avløpsanlegg og kommunale avløpsanlegg er satt til 90%. Dette tilsvarer målt nivå av biotilgjengelighet av fosfor i Vollebekken og Bølstadbekken. For jordbruksarealene vil biotilgjengeligheten av fosfor normalt være lav, fordi en stor del av fosforet fra jordbruksarealene er partikkelbundet. I nedbørsfeltet til Skuterudbekken har analyseresultater vist at fosfat har utgjort i gjennomsnitt ≈25% av total fosfor (JOVA). Biotilgjengeligheten av fosfor fra jordbruksavrenningen er i beregningene satt til 23%. Biotilgjengeligheten i overvann fra bebygde områder settes på skjønn til 50%.

Tabell 7. Biotilgjengelig fosfor i % av mengde tilført total fosfor.

Forurensningskilder	Biotilgjengelig
Naturlig bakgrunnsavrenning	11%
Separate avløpsanlegg	90%
Kommunale avløpsanlegg med kjemisk felling	35%
Overvann fra bebygde områder	50%
Jordbruksavrenning	23%

### 6.2 Naturlig bakgrunnsavrenning

Bakgrunnsavrenning omfatter naturlige tilførsler fra skog, annen utmark og andre arealer. En andel av fosfortapet fra jordbruksarealet og tettstedsarealene kan regnes som naturlig bakgrunnsavrenning, fordi tapet ville vært der selv om arealene ikke hadde vært påvirket av inngrep fra mennesker.

Den naturlige bakgrunnsavrenningen fra jordbruksarealene trekkes fra i bidraget fra jordbruket. Den er forholdsvis høy på de arealene som i dag er dyrka mark, og settes på skjønn til 12 gram fosfor pr dekar, tilsvarende 305 kg total fosfor for de arealene som er dyrket mark i dag. Tilsvarende for overvannsutslippene fra tettstedsarealene trekkes bakgrunnsavrenningen fra i forurensingsbudsjettet.

Totalt vil en forvente at samlet naturlig bakgrunnsavrenning av fosfor vil være ≈ 600 kg P pr år.

### 6.3 Jordbruksavrenning

#### 6.3.1 Resultater fra kjøring av modellen "GIS i avrenning"

Eksisterende data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) er innhentet for 2005 og tilrettelagt for bruk i "GIS avrenning". Modellen beregner risiko for flateerosjon på landbruksarealer avhengig av jordart, topografi og driftsform (NIJOS-kartgrunnlag) med basis i forventet jordtap ved et normalår. Modellen beregner skiftevis gjennomsnittstall for en sesong og er også brukt for beregne relative effekter ved å gjennomføre ulike jordarbeidingstiltak. De tiltakene som er beregnet er;

- Alt areal som høstpløyd (worst case)
- Dagens drift (2005)
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb

- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb

På grunnlag av modellen er det beregnet hvordan disse tiltak relativt sett vil redusere erosjonstapet. For å beregne fosfortilførsler til Årungen er det i tillegg til erosjonsrisikovurderingene også tatt i bruk resultater fra JOVA overvåkingen av Skuterudbekken, samt analysetall fra Jorddatabanken.

Fosforinnholdet i jorda ble på denne bakgrunn satt til 1,12‰. Fosforinnholdet i jorda varierer relativt mye, noe som fremgår av variasjonen i P-AI tall som er gjengitt i tabell 8.

Det er flere mulige feilkilder ved overføring av Landbruksregisterets driftsdata til et mindre nedbørfelt. Det mangler søknadsdata for ca 20% av jordsmonnsarealet. Det er litt høyt, men skyldes blant annet noe omdisponering av jordbruksareal siden jordsmonnskartet ble laget, og at det er mye jordleie i nedbørfeltet. Registerdata om endret jordarbeiding omfatter driftsenheter i Frogn, Ski og Ås. I enkelte tilfelle er eiendommer utleid til driftsenheter i andre kommuner. For slike tilfelle vil eventuelle data om endret jordarbeiding ikke være med i modellberegningen, dvs. at omlagt areal på eiendommen blir beregnet for lavt. Dette er tilfelle for en del eiendommer i Storgravas nedbørfelt. Dersom areal på disse eiendommene er lagt i stubb, vil dette ikke bli fanget opp. Modellen vil da kunne vise en noe for høy verdi av beregnet jordtap med dagens drift.

Gis avrenning beregner ikke partikkeltransport i drensvann og andre erosjonsformer, og heller ikke avrenning fra f.eks. husdyrhold. Tallene er derfor mindre enn de totale tapene fra landbruket

Tabell 8. Beregnet flateerosjon i tonn jord i ulike delnedbørfelt ved ulike driftsformer.

Delnedbørfelt	Erosjon høstpløying	Dagens drift	% red. *	Kl. 3 og 4 i stubb	% red. **	Erosjon klasse 2, 3 og 4 i stubb	% red. ***
Bølstadbekken med Skibekken	1097	694	63%	549	21%	222	68%
Norderås, Vollebekken og Brønnerud	646	141	21%	108	23%	49	65%
Storgrava	551	504	91%	359	29%	144	71%
Smebølbekken	464	324	69%	244	25%	106	67%
Sum	2758	1663	60%	1260	24%	521	69%

\* Reduksjon i jordtap ved dagens drift sammenlignet med hvis alt var høstpløyd

\*\* Reduksjon i jordtap hvis alt areal i NIJOS erosjonsklasse 3 & 4 ble lagt i stubb sammenlignet med dagens drift

\*\*\* Reduksjon i jordtap hvis alt areal i NIJOS erosjonsklasse 2, 3 & 4 ble lagt i stubb sammenlignet med dagens drift

Endret jordarbeiding på arealer i erosjonsrisikoklasse 2-4 med direkte såing, og hvor harving og pløying gjøres om våren, vil være det mest effektive tiltaket å sette inn for landbruket. Det vil derfor være viktig å opprettholde høyt fokus på dette tiltaket, og landbrukskontoret har også gjort det i flere år gjennom "Årungen rent vann" prosjektet. Areal med stubb har allikevel sunket de siste år, og er nå nede på 14,9%. I 2000 var det f.eks. oppe på 29%. Areal med høstkorn og høstpløyd var i 2005 på 24,6%. Høstkornandelen varierer en del avhengig av hvor gode forhold det er på ettersommeren og høsten for å få etablert en kultur. Den relativt sett gode økonomien i høstkorn er en vesentlig grunn til at man ikke får økt arealet som ikke jordarbeides før vinteren.

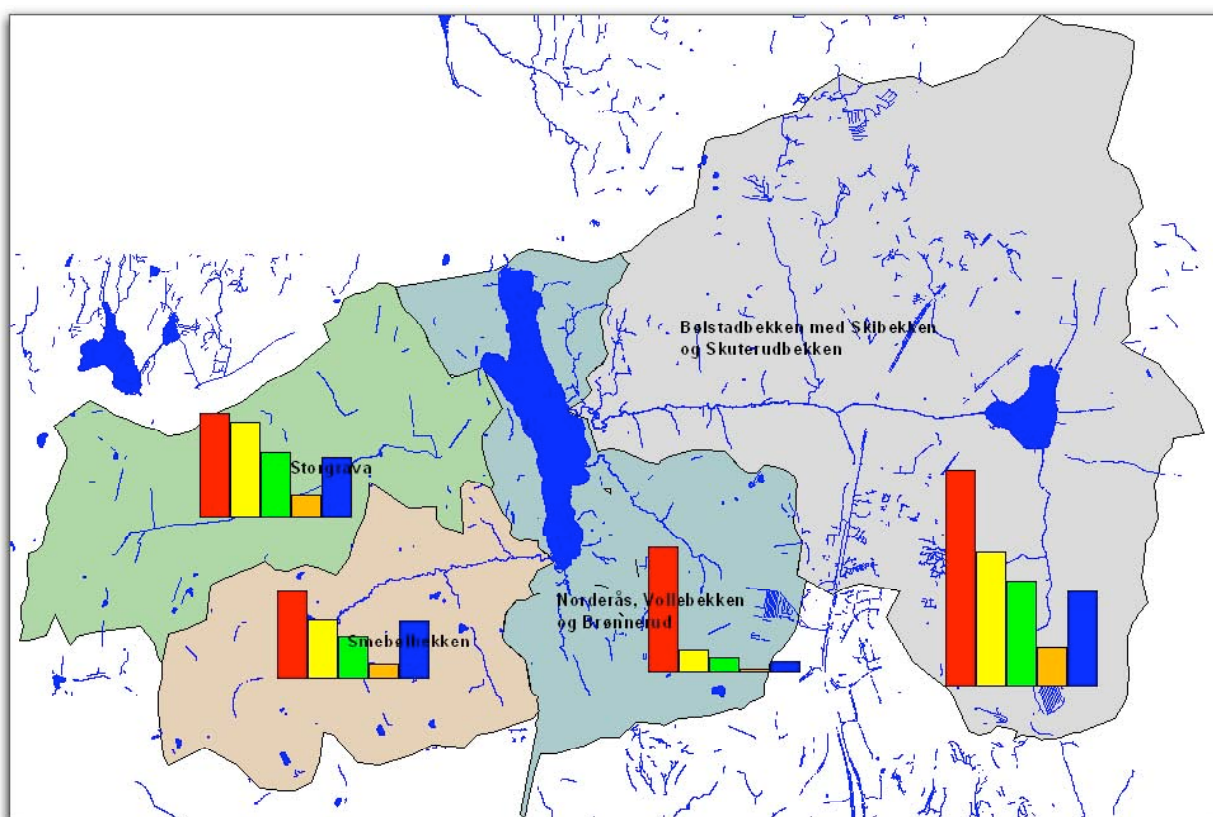
Lett høstharving har økt og er en vanlig overvintringsform som i 2006 dekket 32,6% av arealet. Dette blir antakelig av bøndene vurdert som et miljøtiltak hvor alternativet er å høstpløye. Lett høstharving gir lavere jordtap til vann og vassdrag enn høstpløying, men som tiltak er det ikke godt nok for å nå miljømålet i Årungen, kanskje med unntak av arealer i erosjonsklasse 1. Grasarealet økte en del for noen år tilbake, men har nå holdt seg stabilt på ca 12% fra 2003 frem til 2006.

Det er satt opp satsingsområder fra landbrukskontoret for arbeidet videre for å nå vannkvalitetsmålet. Disse nye målene er (fra 2006):

- endret jordarbeiding planlagt økt med 4000 daa som skal overvintres uten høstarbeiding av jorda.

- 2 nye fangdammer i tillegg til de 4 som er bygget.
- fullføre hydrotekniske delplaner,
- etablere 3 km nye vegetasjonssoner langs vassdrag. Til nå er det etablert ca 9 km vegetasjonssoner i nedbørfeltet.

Med tanke på punktet om endret jordarbeiding og den utvikling som en har sett etter 2000, - hvor en også har kjørt prosjekter for å motivere bøndene, - er det ikke realistisk å tro at en skal få til 4000 nye daa med jordarbeiding som stubb eller bedre med dagens virkemiddelbruk. De andre tiltakene virker mer realistisk å få gjennomført frem mot 2012.



Figur 7: Erosjon fra landbruksareal i Årungens nedbørfelt. Sum pr delnedbørfelt. **Rød søyle** er jordtap ved høstpløying, **gul søyle** er ved dagens drift (2005) uten hensynstaking til etablerte fangdammer, **grønn søyle** ved alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 i stubb, og **oransje søyle** er hvis alt areal i klasse 2, 3 og 4 legges i stubb. Den **blå søylen** viser erosjon etter de fangdammene som er bygget og planlagt.



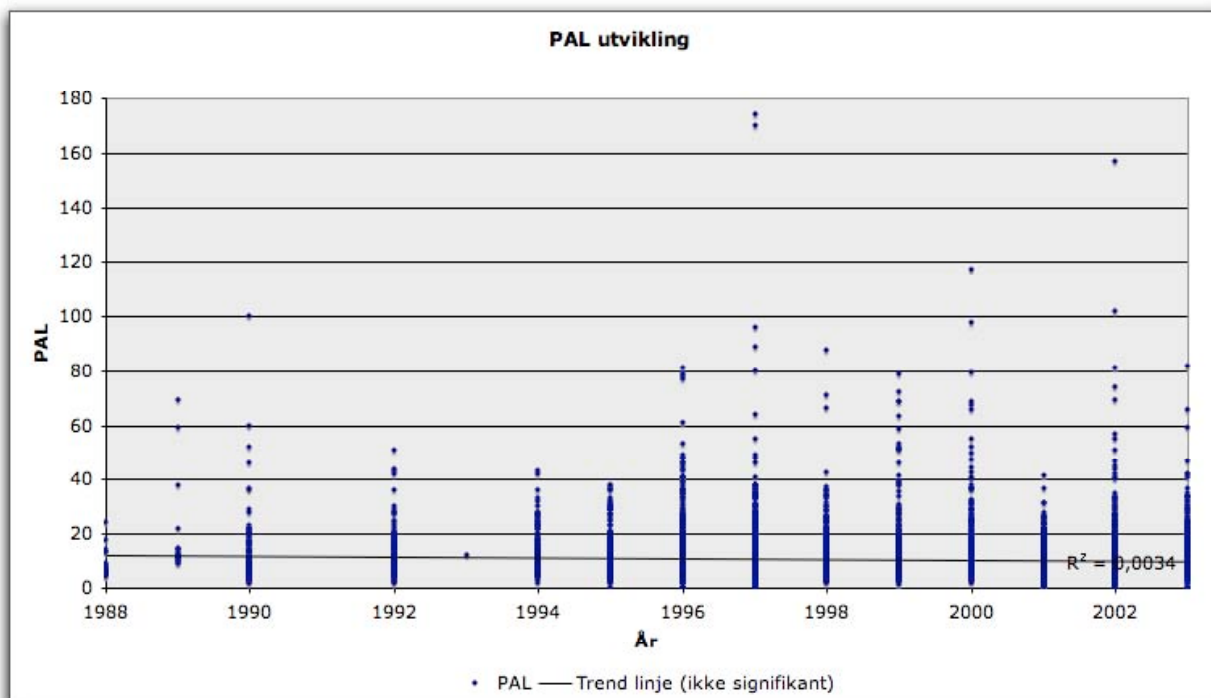
### 6.3.2 Fosforgjødsling i landbruket - PAL nivåer i jordsmønn

I fra Jorddatabanken (Bioforsk) ble det hentet ut analyseresultater fra jordprøver som bøndene har sendt inn i perioden 1988 - 2003. Dataene er analysert med tanke på jordbruk, og fosfornivået er analysert som plantetilgjengelig fosfor (P-AL). I tabell 9 vises gjennomsnitt, standardavvik og max verdier. Totalt er det ca 3209 jordprøver tatt i årsperioden 1988-2003 som er analysert. For å få frem antatt gjennomsnittlig PAL i jorda nå er tall fra 1999-2003 brukt. Tallene viser at det er høye fosfortall i jordsmønnet, spesielt i delnedbørfeltene Storgrava (PAL 15,5) og Norderås, Vollebekken og Brønnerud (12,9). Max verdiene viser at det er enkelte arealer i området som har så høye PAL verdier at det vil lekke ut løst fosfor i grøftevann som dermed kan ha meget høye P-verdier. Dette kommer i tillegg til partikkelavrenningen hvor partiklene også vil ha høyt P/SS forhold (se forøvrig også figur 6). Det er derfor all grunn til å holde fokus på gjødselplaner, og redusere fosforgjødslingen i området. På arealer som har over 15 i P-AL verdi vil vi anbefale at det ikke gjødsles med fosfor i det hele tatt. Rensing av grøfteutløp kan være et aktuelt tiltak ved slike arealer. Rensing av grøfteutløp er omtalt i vedlegg, og foreløpig er slike anlegg bare på utprøvningsstadiet.

Tabell 9. Fosfortilstand i jord målt som Plantetilgjengelig fosfor (P-AI) i de ulike delnedbørfelt. Gjennomsnitt er veid med arealet på gårds og bruksnummeret prøvene er tatt fra.

Nedbørfelt	Gjennomsnitt P-AI	Standardavvik P-AI	Max P-AI
Bølstadbekken med Skibekken	9,9	13,8	97,7
Norderås, Vollebekken og Brønnerud	12,9	5,2	30
Smebølbekken	11,3	5,8	31
Storgrava	15,5	27,4	170
Hele Årungen nedbørfeltet	13,9	15,3	170

Vi så også på utviklingstrender innen PAL verdier i perioden 1988 - 2003 for å se om innføring av gjødselsplaner har gitt en reduksjon av PAL nivået (se figur 4). Det er en trend i den retning, men denne er ikke signifikant. Datamateriale er imidlertid for dårlig til å trekke noen konklusjoner på dette. Det er imidlertid all grunn til å tro at det selv med dagens gjødslingsplanlegging gjødsles det langt over det som er nødvendig med tanke på den kornproduksjonen som foregår.



Figur 8: 3209 PAL analyser i fra jordbruksarealer i nedbørfeltet fordelt på årene 1988 - 2003. Det er ingen signifikant nedgang i PAL verdier i perioden.

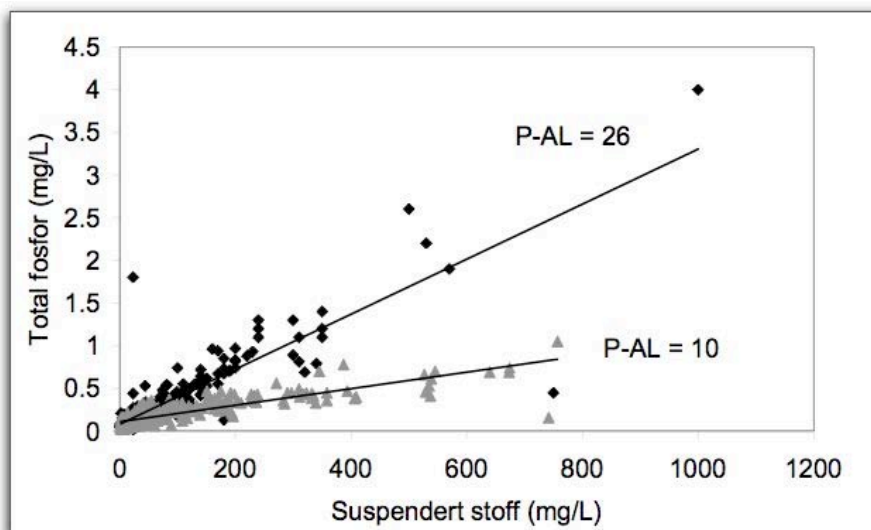


Tabell 10. P-AL nivåer og generelle råd. Gjødslingsrådene kan endres med ulike vekster.

Lavt nivå	Middels nivå	Høyt nivå	Meget høyt nivå
<3	3 - 6	7 - 15	>15
Økt gjødsling anbefales for å unngå avlingsreduksjon	Middels P-gjødsling for at næringstilstanden holdes ved like.	P-gjødsling kan reduseres, spesielt til mindre fosforkrevende vekster.	P-gjødsling kan reduseres betydelig eller utelates helt.

Tilført plantetilgjengelig fosfor tas opp i plantene, og en god del av dette vil lekke ut i biotilgjengelig form bl.a. gjennom ikke innhøstet plantemateriale. Dette er en fosforkilde som kan være av betydning ved kulturer hvor mye planterester blir liggende igjen f.eks. en del grønnsakskulturer. I nedbørfeltet er det kornproduksjon som er dominerende. I denne produksjonen blir avrenning fra planterester mindre.

Jord som tilføres vannforekomster ved overflateerosjon er anrikt med fosfor i forhold til opphavsjord. Dette på grunn av relativt stor andel leire- og siltfraksjoner og organisk materiale i eroderte jordmasser. Dette er jordtyper med relativt stor bindingsevne for fosfor (Heathwaite 1997; Sharpley og Rekolainen, 1997). Figur 5 viser økning i fosforkonsentrasjonen ved økt konsentrasjon av suspendert stoff (erosjon) i to bekker med forskjellig fosfornivå i nedbørfeltet. En reduksjon i erosjon vil gi ulik effekt på fosfortap avhengig av jordas fosfortilstand (P-AL). Kombinasjon av tiltak som reduserer fosfortilstanden og tiltak som reduserer fosfortransporten (f.eks. redusert erosjon) vil gi samspillseffekter på fosfortapet.



Figur 9: Økt erosjon gir ulike fosformengder i bekken avhengig av fosfornivået (P-AL) i jorda.

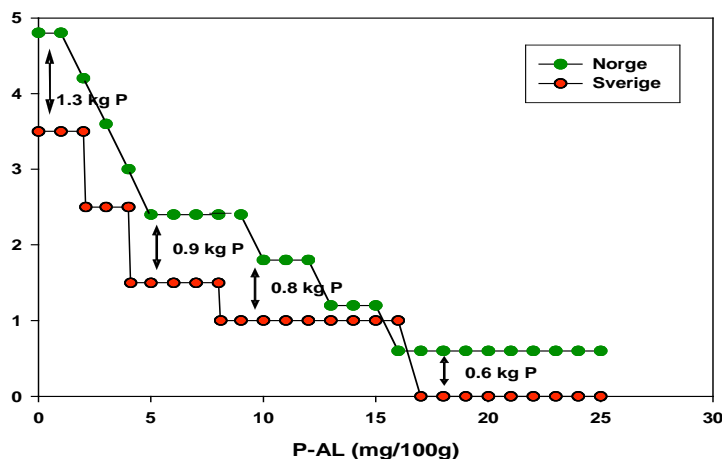
#### 6.3.2.1 Redusert gjødsling som vassdragstiltak

Fosfor bindes sterkt i mineraljord, slik at tilførsel av fosfor gjennom gjødsel utover det plantene tar opp i løpet av vekstsesongen, på sikt vil bidra til å øke jordas fosforinnhold. Nettopp på grunn av mineraljordas bindingsevne for fosfor blir det ofte anbefalt å gjødsle med mer fosfor enn det som tas ut med avlingene. Fram til midten av 80-tallet var overskuddsgjødslingen med fosfor spesielt stor. Dette førte til en generell fordobling i P-AL-verdiene i perioden fra 1960-1985 (Krogstad, 1987). Fortsatt innebærer anbefalingene en overskuddsgjødsling i mange tilfeller. I korn og gras der P-AL-tallene er lavere enn 10, anbefales det å gjødsle med mer P enn det som tas ut med avlingene, slik at en kompensere for fosforbinding til jorda og tap ved utvasking. Næringsstoffbalanser dokumentert i Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) viser at det i praksis gjødsles med et overskudd av fosfor. Opptil 2 kg P/dekar i overskuddsgjødsling er vanlig (Øgaard et al., 2006). Fosfortapet fra kornområder er målt til om lag 200 g/dekar (Bechmann et al., 2005). Det vil si en årlig forskjell mellom fosforoverskudd og fosfortap på opptil 1,8 kg P/dekar. Dette gir risiko for fortsatt økning i jordens innhold av lett tilgjengelig fosfor. Resultater fra JOVA-programmet tyder også på at det i praksis ikke har vært oppnådd høyere avlinger i korn som har fått tilført et overskudd av fosfor sammenlignet med korn som har fått tilført fosfor i balanse med opptak i plantene. Undersøkelser

Bioforsk har gjort i JOVA feltene (bl.a. Skuterudfeltet), tyder på at det er liten risiko for avlingsnedgang i korn ved null-gjødsling på arealer med P-AL-verdier over 10. Ved lavere P-AL-nivå (<10) vil kornavlingen også i de fleste tilfeller kunne opprettholdes med fosfortilførsler som erstatter bortført fosfor.

Redusert gjødsling ved PAL 7-10, og null-gjødsling med fosfor på arealer med PAL >10, er derfor et meget aktuelt tiltak som vil gradvis redusere jordas innhold av lett tilgjengelig P (P-AL). Eksakt effekt av dette tiltaket er vanskelig å beregne uten at det gjøres et mer grundig arbeid bl.a. med å kartlegge PAL på hvert skifte. En forenklet beregning indikerer allikevel at en over en 10-20 års periode kan redusere fosforbidraget fra landbruket med opptil 300 kg pr. år (se tabell 13).

Figur 6 viser forskjellen på norske og svenske fosforgjødslingsnormer til korn. Det pågår et arbeid med å justere de norske normene.



Figur 10: Norske og svenske fosforgjødslingsnormer til korn (vårhvete).

Av hensyn til Årungen er det ønskelig å bringe P-AL tallene ned til et lavest mulig nivå. I enkelte tilfeller kan reduksjon i fosforgjødslingen gi raske effekter (f.eks. på organisk jord med liten bindingskapasitet for P), men i hovedsak er dette et tiltak som virker over tid, fordi den akkumulerte fosformengden i jorda er stor i forhold til mengden fosfor som fjernes med avling. Som nevnt regnes et P-AL-nivå på 6-7 som tilstrekkelig for å oppnå gode avlinger med dagens gjødslingsnormer. Det foreligger ikke eksakte tall for hvor mye gjødslingen med fosfor må reduseres for å bringe jordas P-AL-verdi ned på et mer akseptabelt nivå innenfor et gitt tidsperspektiv. Det kan likevel gjøres en del beregninger av fosforbalanse som kan illustrere dette.

En P-AL enhet tilsvarer om lag 2-2,5 kg P/daa i matjordlaget i mineraljord. Omlag 50% av underskuddet på fosforbalansen gjenfinnes som en reduksjon i P-AL-tallene. Tilførslene må derfor reduseres betydelig for at dette medfører en tilsvarende reduksjon i P-AL. Det ser imidlertid ut til at for jord med i utgangspunktet høye fosfortall, vil en se en raskere reduksjon enn i jord med moderate fosfortall. Ved P-AL-verdi på  $\approx 15$ , vil det kunne ta mer enn 10 år med en negativ fosforbalanse på om lag 2 kg P/daa/år før man får P-AL-nivået ned under 10. Redusert gjødsling er et tiltak som først vil ha stor effekt på lengre sikt. Eksemplet er satt opp i Tabell 12, hvor det er gjort anslag på reduksjon i P-AL ved null-gjødsling ved ulike P-AL-nivå med utgangspunkt i 2 kg P/dekar bortført i kornavling.

Tabell 11: Antatt effekt av null-gjødsling med P i korn i jord ved ulike P-AL-nivå.

Fosforstatus (P-AL) i mg/100g	Anslått fosforstatus (P-AL) etter 10 år med 0 P gjødsling
10-15	8-12
15-20	12-15
>20	>15

## Fosfortap fra landbruket

Ved beregning av fosforinnhold i erosjonsmateriale er det brukt følgende sammenheng mellom total P i jorda og P-AL, fordi denne samsvarer godt med data fra Skuterudfeltet, og passer best med øvrige sammenhenger funnet for norske jordtyper (Øgaard og Krogstad, 1995; Bechmann et al., 2007):

$$\text{Log Tot-P/P-AL} = -0,69 \text{ Log P-AL} + 1,7 \quad (1)$$

Fosforanriking av erosjonsmaterialet skjer fordi fosforinnholdet i jorda ikke er jevnt fordelt på de ulike partikkelstørrelsesgruppene. Fosforkonsentrasjonen øker med avtagende partikkelstørrelse (samlet overflate øker). Jorderosjon i form av partikkeltap på overflaten er en selektiv prosess hvor de små partiklene blir erodert i større grad enn de store. Følgelig øker fosforkonsentrasjonen i avrenningen sammenlignet med opphavsmaterialet. Anrikingsforholdet er blitt bestemt i flere forsøk og Menzel (1980) fant at følgende forhold var gjeldende for et bredt utvalg av jordtyper:

$$\ln ER = 2 - 0,2 \ln \text{ sedimentert avrenning (kg/ha)} \quad (2)$$

hvor ER = anrikingsforholdet av P i mellom opphavsmaterialet og sedimentert materiale.

Fosfortapet beregnes for jordbruksarealene på følgende måte;

$$\text{P-tap (kg/daa)} = \text{Erosjonsrisiko ved høstpløying} \times \text{C-faktor} \times \text{Tot-P/100 (fra likning (1))} \times \text{ER (fra likning (2))}$$

Fosforinnholdet i jordsmonnet i Årungens nedbørfelt er ved ovennevnte beregninger satt til 1,18‰.

Tabell 12: HP=Forventet fosfortap i kg/år hvis alt areal høstpløyes. DD=Forventet fosfortap i kg/år til vassdrag ved driften i 2005 og et normal klimatisk år. 3 & 4 st=Forventet fosfortap i kg/år hvis alt areal i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb. 2, 3 & 4 st=Forventet fosfortap i kg/år hvis alt areal i erosjonsklasse 2, 3 og 4 legges i stubb. Red hp%=Reduksjon sammenlignet med høstpløyd alternativet (worst case). Red dd%=Reduksjon i forhold til dagens drift. For alle verdier er det også tatt hensyn til fangdammer og vegetasjonssoner som er etablert (eller under etablering) og samspill effekter mellom disse (se tabell 15).

	Utslipp P ved HP	Utslipp P ved DD	Red. i forhold til hp%	Utslipp P ved 3 & 4 stubb	Red. i forhold til dd%	Utslipp P ved 2, 3 & 4 i stubb	Red. i forhold til dd%
<b>Nedbørfelt</b>							
Bølstadbekken med Ski- og Skuterudbekken	1294	691	47%	531	23%	145	79%
Norderås, Vollebekken, Brønnerud og områder ved sjøen	762	124	84%	97	22%	27	78%
Storgrava	650	459	29%	321	30%	67	85%
Smebølbekken	548	446	19%	286	36%	123	72%
Hele nedbørfeltet	3254	1720	47%	1370	20%	498	71%

Tabell 13: Effekter beregnet for ulike tiltak, alle tall i kg reduksjon pr år sammenlignet med driften slik den var i 2005.

	Reduksjon i P til Årungen ved 3 & 4 i stubb	Reduksjon i P til Årungen ved 2, 3 & 4 i stubb	Reduksjon av P utslipp ved reduksjon av gj.sn. PAL til 8
<b>Nedbørfelt</b>			
Bølstadbekken med Skibekken	160	545	125
Norderås, Vollebekken og Brønnerud	27	97	25
Storgrava	139	392	91
Smebølbekken	160	323	58
Hele nedbørfeltet	350	1222	299

Totalt fosfortap fra dyrka mark i år 2005 er beregnet til 1720 kg total fosfor (≈1350 kg dersom naturlig bakgrunnsavrenning trekkes fra). Av vedlegg 3 fremgår det at modellen som ble benyttet for å beregne

fosfortapet fra jordbruket i 2003 gav vesentlig høyere tall for fosfor enn modellen som er benyttet i denne rapporten.

### 6.3.3 Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak

Kostnadsvurderinger er tatt med der det foreligger kunnskap om dokumenterte effekter og kostnader av tiltak. For disse tiltakene er det gjort et anslag av kostnadseffektivitet, dvs. kostnad pr. enhet redusert tilførsel av fosfor (oppgitt i norske kroner (NOK)/kg P). For de tiltak der en slik dokumentasjon ikke foreligger, eller der tiltaket ikke ventes å medføre noen kostnad, er det i stedet gitt en mer generell vurdering av de økonomiske aspekter ved tiltaket i forhold til forventet effekt. Som diskutert tidligere i rapporten vil effekt av gitte tiltak variere betydelig avhengig av hvor godt tiltakene er tilpasset stedsspesifikke forhold. Dette vil følgelig også gjelde for kostnadseffektivitet. Samspilleffekter mellom tiltak vil også virke inn. Det er i denne vurderingen tatt utgangspunktet i at tiltakene gjennomføres som enkelttiltak. Generelt er det lite kunnskap om kostnader ved tiltak. Den beste oversikten finnes i Lyche- Solheim et al. (2001), hvor vurderingene i høy grad er basert på rapport fra NILF 1997 (Framstad og Stalleland, 1997). Det er et sterkt behov for bedre kostnadsstudier ved tiltakene i landbruket.

For jordbruk er det bare beregnet kostnadseffektivitet for endret jordarbeiding og redusert fosfornivå. Det er et hovedfokus på erosjon og da er endret jordarbeiding det viktigste tiltaket.

#### 6.3.3.1 Redusert fosfornivå

Det foreligger ikke dokumenterte kostnader ved redusert gjødsling som tiltak for å redusere total fosforbelastning i et nedbørfelt for norske forhold. Kostnader ved dette tiltaket vil variere betydelig avhengig av jordas fosfortilstand, type vekst og eventuell avlingsnedgang ved redusert gjødsling. På kornarealer er det liten risiko for avlingsnedgang ved tilnærmet null-gjødsling ned til P-AL 10-15 (jfr. *anbefalinger og gjødslingsnormer*), vil tiltaket på disse arealene være forbundet med liten eller tilnærmet ingen kostnad. På mer intensive produksjoner som f.eks. grønnaksarealer vil P-AL nivået måtte ligge noe høyere for at det ikke skal være noe kostnad. Denne typen produksjoner er det imidlertid svært lite av i nedbørfeltet. Ved vurdering av kostnader/økonomisk tap ved redusert gjødsling på arealer med lavere P-AL nivå, må kostnader ved eventuelt avlingstap vurderes opp mot den samfunnsøkonomiske gevinst man får ved redusert fosforstatus i jord, og lavere fosforbelastning i innsjøen.

#### 6.3.3.2 Endret jordarbeiding

Det er stor variasjon i kostnadseffektivitet ved endret jordarbeiding. Lyche Solheim *et al.* (2001) anslår en kostnadseffektivitet 90-250 kr/kg P, noe som antyder at dette er et relativt rimelig tiltak som gir stor effekt på reduksjon i fosfortap. I disse beregningene estimeres det for en kostnadseffektivitet på 200 kr/kg P.

En ny sammenligning er gjort av Fyhri og Garnes (2004) som illustrerer de økonomiske resultater (lønnsomhet) ved tre ulike dyrkingssystem i perioden 2000-2003. System med harving før såing kom best ut av de tre systemene både før og etter tilskudd. System med direktesåing kom dårligst ut, noe som delvis skyldes svært stort tresketap for rybsen i 2002. System med høstpløying og system med harving før såing er følgelig mest sammenliknbare med tanke på økonomisk resultat. Tilskuddsordningene er svært avgjørende for det totale resultatet, spesielt for system med harving før såing og system med direktesåing der overvintring i stubb og dyrking av fangvekster er mulig. Tallene indikerer at man både før og etter tilskudd vil tape noe ved omlegging fra høstpløying til direktesåing, mens man vil få en økonomisk gevinst ved omlegging fra høstpløying til harving før såing. Det vil altså i følge resultatene fra denne undersøkelsen ikke innebære noen kostnad å endre jordarbeiding fra høstpløying til harving før såing.

### 6.3.4 Effekter av gjennomførte tiltak

En reduksjon som følge av jordbrukstiltak gjennom "Årungenprosjektet rent vann" er beregnet til 1058 kg TP siden 1997 (Pers.med Tormod Solem). De viktigste tiltakene har vært etablering av fangdammer,

hydrotekniske tiltak og dyrkningsmessige tiltak. I tiltaksanalysen fra 1997 ble det forsvart en kostnadseffektivitet av å legge opp til 48% av jordbruksarealet i stubb, 18% av arealet høstharves, 7% knyttet til vegetasjonssoner, og at ikke noe av arealet høstpløyes. Noen av de kostnadseffektive tiltakene som ble vurdert i 1997 har allerede blitt fulgt opp: 22% av arealet er lagt i stubb og 14% av arealet høstharves. I tabell 14 er det en oversikt over måloppnåelse i forhold til forrige tiltaksplan.

Tabell 14: Oversikt over hvordan tiltak er fulgt opp etter tiltaksanalysen i 1997.

Fosforreduksjonstiltak	Dagens andel	Mål fra 1997
Åker i stubb	15%	48%
Lett høstharving	33%	18%
Høstkorn	19%	26%
Fangdammer	17%	ikke angitt
Vegetasjonssoner	?	7%
Hydrotekniske tiltak	69%	26%
Gjødselplaner	100%	100%
Grasproduksjon	12%	ikke angitt

I modellberegningen er det også registrert data om 5 fangdammer og 33 vegetasjonssoner. Det er beregnet retensjon for hvert enkelt tiltak, og mengde jord som vil bli holdt tilbake som følge av tiltakene i modellen GIS i avrenning. Resultatene er vist i tabell 15.

Tabell 15: Effekter av gjennomførte tiltak beregnet som redusert kilo fosfor og jordtap (tonn jord).

Delnedbørfelt	Reduksjon i erosjon med dagens drift Kg P (tonn jord).	Retensjon av vegetasjonssoner og fangdammer	Netto jordtap etter retensjon i vegetasjonssoner og fangdammer
Bølstadbekken med Skibekken	819 (694)	234 (198)	496
Norderås, Vollebekken og Brønnerud	166 (141)	61 (52)	89
Storgrava	595 (504)	202 (174)	330
Smebølbekken	382 (324)	4 (4)	320
Sum	1962 (1663)	501 (428)	1235

## 6.4 Offentlige avløpstekniske anlegg

### 6.4.1 Forurensningstilførsler

Utslippene av total fosfor (tot-P) fra offentlige avløpstekniske anlegg er vist i tabell 16 og 17. Beregningsgrunnlagene strekker seg fra 2003 til 2007.

Utslipp fra kommunale spillvannsledninger skyldes lekkasjer, overløp og feilkoplinger. I dette nedbørfeltet er det ikke utslipp fra offentlige renseanlegg. Det er knyttet usikkerhet til beregningene.

Overvann er den delen av nedbøren som renner av på tette flater. Overvannet vasker med seg avsatte forurensninger fra bileksos, atmosfærisk nedfall, partikler fra fyring og forbrenning etc. og renner ut via overvannsledningsnett i separatavløpssystemet. Fosfortilførsler fra overvann fra bebygde områder øker som en følge av utvidelser av sentrumsområder i Ski, Frogn og Ås kommune.

Fosforkonsentrasjonene i mange overvannsprøver er overraskende høye. Hva dette skyldes er noe usikkert. En del av fosforet i overvann kan skyldes feilkoblinger i ledningsnett som gjør at avløpsvann kommer inn i overvannssystemet.

Tabell 16.: Utslipp av total fosfor fra offentlige avløpstekniske anlegg (tot-P) i kg pr. år

Kommune	Overvann TP	Overløp TP *	Lekkasjer fra ledningsnett TP ****	Sum TP 2006	Sum TRP 2006	År for siste beregning
Frogn kommune	17**	0	12	29	19	2003
Ås kommune (Kaja)	24**	25	22	71	54	2007
Campus i Ås	33**	30	93	156	127	2007
Ski kommune	137***	124	137	398	330	2005
Sum	211	179	264	654	586	

\* Overløp = regnvannsoverløp og nødutløp i pumpestasjoner. Se avsnitt 6.4.3 nedenfor for beregningsgrunnlag.

\*\* Overflateutslipp fra tette flater via avløpsnett og vegger. For beregningen er mal for overvann fra "villabebyggelse" benyttet etter SFT-veileder 95:02

\*\*\*Beregning er hentet fra kommuneplandel for vannmiljø i Ski, utgitt i 2002.

\*\*\*\*Se avsnitt 6.4.2 nedenfor for beskrivelse beregningsgrunnlag for ledningsnett

### 6.4.2 Beregningsgrunnlag for ledningsnett (overløp og lekkasjer)

#### 6.4.2.1 Frogn kommune:

Det ble utført beregning av Sweco Samfunnsteknikk for Frogn kommune i 2003. Det er beregnet en forurensningsproduksjon fra 120 -150 personer. Det ble videre estimert at det er en lekkasje på 15%. I lekkasjeandelen er det tatt høyde for overløpsepisoder. I Tabell 16 er det derfor ikke oppgitt verdi for overløp. Tilbakeholdelse til grunnen er satt til 25% ut fra beregninger fra Stalleland og Framstad (1997). Totalt bidrag fra kommunalt ledningsnett i Frogn kommune ble beregnet til 12 kg P/år.

Frogn kommune intensiverte registreringsarbeid for sitt avløpsnett i 2004. Det ble registrert omfattende feil og mangler på avløpsnett. Det ble ikke gjennomført nye utslippsberegninger på bakgrunn av nevnte registreringer. For området ved Heer/kjøpesenteret "Drøbak City" ble det gjennomført omfattende utbedringer av ledningsnett i 2005 og 2006. Det er foreløpig ikke gjort nye beregninger for tilførsler før og etter tiltak. Selv om det er gjennomført omfattende utbedringer på avløpsnett, er ikke estimatet for tilførsler som ble beregnet i 2003 redusert fordi tilstanden på nettet var dårligere enn forventet. Det antas at utslippet i 2003 var dobbelt så høy i forhold til det som ble beregnet i 2003.

#### 6.4.2.2 Ski kommune

Tall for fosfor gjelder for 2005 og er hentet fra "Vurdering av Ski kommunes kommunedelplan for vannmiljø" fra 2006.

#### 6.4.2.3 UMB/Campus i Ås

I tiltaksanalysen for Årungen i 2003 ble forurensningsproduksjonen ved UMB beregnet til 900 kg P/år, lekkasjeandelen estimert til 27 %, mens andelen av tilbakeholdelse av fosfor i grunnen ble estimert til 30%.

I forbindelse med denne rapporten er det gjennomført ny beregning av forurensningstilførsler fra UMB. Forurensningsproduksjonen er beregnet på grunnlag av 2800 studenter og ca 1250 ansatte på Campus Ås. (Ved UMB er det ansatt 840 personer. Det er estimert 500 andre arbeidsplasser på Campus Ås. Total forurensningsproduksjon på Campus er ut fra ovennevnte beregnet til 785 kg P/år.

Arbeidet med saneringsplan for UMB's område startet i 2004, og skal være fullført i løpet av 2008. Saneringsarbeidet ved Campus var omtrent halvveis 1.1.2007. Lekkasjeandelen pr 1.1.2007 estimeres til 14 %, noe som tilsvarer en halvering av lekkasjene. Tilbakeholdelse i grunnen settes normalt til 30% prosent i områder hvor grunnen består av mye finstoff. En stor del av lekkasjene fra avløpsrør på UMB området har eksistert i mange år, og lekkasjene er forholdsvis store. Det vil i slike situasjoner danne seg "strømningssoner" i grunnen, og det antas at grunnen mange steder vil ha brukt opp fosforbindingskapasiteten. Det er derfor ikke urimelig å anta at tilbakeholdelsen i grunnen kan være betydelig lavere enn normalen. Ut fra ovennevnte estimeres en tilbakeholdelse på kun 15% i grunnen.

#### 6.4.2.4 Ås kommune

Forurensningsproduksjonen for den delen av Kajafeltet som drenerer til Årungen er beregnet til 137 kg P/år (Ås kommune, 2001). Lekkasje fra avløpsnett er anslått til 20% ,samt at det estimeres en tilbakeholdelse i grunnen på 20%. Dette gir total lekkasje til vassdraget på 22 kg P/år.

### *6.4.3 Beregningsgrunnlag for regnvannsoverløp og nødoverløp i avløpspumpestasjoner.*

#### 6.4.3.1 UMB/Campus på Ås

Utslipp av fosfor fra overvann fra "Halvmånen" og pumpestasjon (AP 121) ved UMB er beregnet til 45 kg P/år ut fra et gjennomsnitt av Ås kommunes utslippsregnskap for 2005 og 2006. I 2003 ble det beregnet et utslipp på 105 kg P/år ut fra et gjennomsnitt av kommunens utslippsregnskap for 2005 og 2006. I beregningene fra 2003 ble det nevnte tall for overløp ført på UMB. Det vil være mer riktig å beregne at UMB's del av dette overvannet er 66,6% (30 kg P/år), mens Ås kommune står for 33% ( 15 kg P/år).

Samlet utslipp av overvann for Ås kommune er summen av nødoverløpene ved Sneis, Holstad, Aschjem og kommunens andel ved Campus. I 2005 er det beregnet et utslipp på 25 kg P/år.

#### 6.4.3.2 Ski kommune

Tall for fosfor gjelder for 2005 og er hentet fra " Vurdering av Ski kommunes kommunedelplan for vannmiljø" fra 2006.

### *6.4.4 Avløpstekniske tiltak*

Tabell 17 viser de reduksjoner i total fosfor det antas man kan oppnå innen 2010. Det er dermed 3,5 år til rådighet for å gjennomføre tiltakene. Dette burde være tid nok for å oppnå de resultater som er nevnt i tabell 17. Det forutsettes at kommunene og UMB overholder sine planer. Siden 2003 er det kun for Campus i Ås at det er gjennomført omfattende tiltak som hittil har medført betydelige reduksjoner av fosfor.

Tabell 17: Antatte mulige reduksjoner av tot-P i kg pr. år for offentlig avløpsnett.

Kommune	Overvann	Overløp	Lekkasjer fra ledningsnett	Sum	År planlagt gjennomført
Frogn kommune	0	Ikke avklart	Ikke avklart	Ikke avklart	
Ås kommune (Kaja)	0	15	20	35	2008
Campus i Ås	0	30	85	115	2008
Ski kommune	0			158	2010
Sum				374	

#### 6.4.5 Kostnadseffektivitet

Gjennom saneringsarbeidet frem til 2010 kan man regne med en reduksjon på 374 kg tot-P/år. Total kostnad er estimert til ca 63 mill kr. Avskriver vi dette på 40 år med rente på 4% blir annuitetsfaktoren = 19,79 og annuiteten for ledningsfornyelsen = 63 mill kr/19,79 = ca 3,2 mill kr pr. år. Kost/nytte blir da = 3 200 000/ 374 = ca. 8500 kr/kg P og år.

Tabell 18: Oversikt over over mulige reduksjoner, kostnader, kost/nytte.

Kommune	Sum mulige reduksjoner	Estimerte kostnader	Kost /nytte kr/kg TP/ år	År planlagt gjennomført
Frogn kommune	Ikke avklart	Ikke avklart	Ikke avklart	Ikke avklart
Ås kommune (Kaja)	35	8 mill.	11 500	2008
Campus i Ås	115	13 mill.	5 700	2008
Ski kommune	158	42 mill.	13 500	2010
Sum	374	63 mill.	8 500	

## 6.5 Avløpsanlegg i spredt bebyggelse

For Ås og Frogn kommuner ble det i 2003 og 2004 det gjennomført en detaljert kartlegging av 418 anlegg. Her ble hver husstand og hytte i området befart, og registrert. Modelleringen av forurensing fra anleggene er gjort etter modellen "WEBGIS avløp". WEBGIS avløp er et system for kommunenes registrering, drift og overvåking av avløpsløsninger i spredt bygde strøk. Modellen er utviklet av Jordforsk (nå Bioforsk Jord og miljø) i samarbeid med blant annet SFT, og er tidligere benyttet i en rekke kommuner. WEBGIS avløp beregner utslipp av fosfor, nitrogen og TOC fra mindre renseanlegg til resipient på grunnlag av data om anleggstype, belastning og lokalisering av anlegget. Systemet beregner også utslipp til resipienter og påvirkningen på miljøet, og kan sammenligne effektene av alternative tiltak. Det kan derfor benyttes som et sentralt hjelpemiddel i kommunens administrative oppgaver, ved prioritering av tiltak og planlegging av nye anlegg.

Bioforsk Jord og miljø og HjeltnesCOWI har gjennomført undersøkelser av mindre avløpsanlegg i normal drift. Resultatene av disse undersøkelsene viser at en del anlegg ikke har like høy rensesgrad som forventet. Bioforsk vil derfor revidere modellen for "WEBGIS avløp". Beregningen nedenfor vil derfor bli noe justert som følge av dette.

### 6.5.1 Resultater av modellberegninger

I tabell 19 er utslippstallene for spredt avløp presentert. I tabell 20 er disse tallene spaltet opp i de forskjellige kommunenes andel av delnedbørfeltene.



Tabell 19: Utslipp av Tot-P i kg pr. år fordelt på delnedbørfelt.

Delnedbørfelt	Antall anlegg	TRP kg/år	Tot P kg/år
Storgrava	139	154	171
Smebøl	66	55	61
Brønnerud	12	10	11
Vollebekken	1	1	1
Norderåsbekken	24	16	18
Bølstadbekken	97	87	97
Skibekken	11	9	10
Skuterudbekken	15	12	13
Nærrområder Årungen	62	32	36
Sum separate avløpsanlegg	427	376	418

Tabell 20: Utslipp av TRP og Tot-P i kg pr. år fordelt på kommune og kommunenes bidrag til delnedbørfeltet.

KOMMUNE	RESIPIENT	Utslipp TRP kg/år	Utslipp P kg/år
Frogn		147	163
	Storgrava	147	163
Ås		222	247
	Storgrava	7	8
	Smebøl	55	61
	Brønnerud	10	11
	Vollebekken	1	1
	Norderåsbekken	16	18
	Bølstadbekken	87	97
	Skibekken	2	2
	Skuterudbekken	12	13
	Nærrområder	32	36
	Årungen		
Ski		7	8
	Skibekken	7	8
Sum alle kommuner		376	418

I Ås, Frogn og Ski er det registrert henholdsvis 295, 123 og 9 avløpsanlegg. Totalt er det registrert 427 anlegg i hele nedbørfeltet. Til sammenligning ble det i forbindelse med tiltaksanalysen for Årungen i 2003 registrert 368 anlegg. Hovedgrunnen til økningen skyldes at antall registrerte anlegg i Frogn økte fra 80 til 123 anlegg etter en fullstendig registrering i 2004. I tillegg er det også registret 16 nye avløpsanlegg i Ås kommune.

Tabell 21: Utslipp av Tot-P i kg pr. år fordelt på kommune før og etter tiltak

Kommune	Antall anlegg	Tot P kg/år 2006	Tot P kg/år etter tiltak	År planlagt gjennomført
Frogn	123	163	47	2008
Ås	295	247	71	2008
Ski	9	8	2	2007
Sum separate avløpsanlegg	427	418	119	2008

Dagens gjennomsnittlige rensegrad for fosfor er beregnet til 35% til resipient. Etter tiltak forventes en gjennomsnittlig rensegrad på 90%. Som det fremgår av tabell 21 vil effekten av tiltakene gi en årlig tilførselsreduksjon på 299 kg P/år.

Tabell 22: Utslipp av TRP i kg pr. år fordelt på kommune før og etter tiltak

Kommune	Antall anlegg	TRP kg/år 2006	TRP kg/år etter tiltak	År planlagt gjennomført
Frogn	123	147	42	2008
Ås	295	222	64	2008
Ski	9	7	2	2007
Sum separate avløpsanlegg	427	376	107	2008

I Ås, Frogn og Ski kommuner er det gitt pålegg om utbedring av henholdsvis 155 og 93 og 6 mindre avløpsanlegg med lav rensegrad for fosfor. Påleggene er stort sett gitt for eiendommer hvor det eksisterende avløpsløsning er slamavskiller med utslipp vassdrag eller eldre sandfiltergrøfter.

### 6.5.2 Kostnadseffektivitet spredt avløp

Kostnad for etablering og drift av anlegg har selvfølgelig stor betydning for valg av type avløpsanlegg. På grunnlag av prislister og erfaringsmateriale har vi satt opp forventede gjennomsnittlige kostnader uten mva. for ulike anleggstyper og størrelser. Tallene er basert på at alle arbeider settes bort til entreprenør og at det ikke er behov for sprengingsarbeider. Tallene omfatter derfor alle kostnader ved etablering av renseanlegg. Det er store variasjoner i anleggskostnader og tallene for et enkelt anlegg kan avvike fra disse.

For å beregne investeringens årlige kapitalkostnad må investeringskostnaden multipliseres med annuitetsfaktoren for gitt levetid for tiltaket og gitt rente. Legger vi til årlig drifts- og vedlikeholdskostnad får vi tiltakets årskostnad. Beregning av årskostnader kan beskrives ved:

$$\text{Årskostnad} = A * \text{investeringskostnad} + \text{årlig drifts- og vedlikeholdskostnader}$$

A er annuitetsfaktoren, definert som:

$$A = r (1+r)^t / (1+r)^t - 1, \text{ der } r = 0,04 \text{ når renten} = 4\%, \text{ } t = \text{tiltakets økonomiske levetid.}$$

For alle anleggene er levetiden satt til 20 år. Erfaringer viser at anleggene i praksis kan ha en betydelig lenger levetid / eller at de kan fornyes med en sterkt redusert kostnad etter at behovet for fornyelse er tilstede. For eksempel vil et filterbed anlegg bare å skifte ut filtermassen. Et infiltrasjonsanlegg kan fornyes med nye grøfter, etc.

I Årungs nedbørfelt er det mye tette masser slik at det er begrenset med egnet jorddekke for infiltrasjonsanlegg. Vi har derfor satt at 10% av anleggene kan bygges som infiltrasjonsanlegg, og fordelt resten av anleggstypene ved nyanlegg etter forventet markedsandel. Vi har også lagt til grunn at 15% av anleggene kan bygges som små mindre fellesanlegg. Vi kommer da til en samlet årskostnad på 3 222 000,- NOK for å oppgradere 254 anlegg til dagens standard. Effekten av tiltakene vil gi en årlig tilførselsreduksjon på 299 kg P/år.

Tabell 23: Forventede gjennomsnittlige investeringskostnader, årlige driftskostnader og årskostnader (kalkulasjonsrente 4%) for ulike renseløsninger. Alle kostnader eks. mva.

Renseløsninger for en bolig	Normale investeringskostnader	Årlige driftskostnader	Årskostnad kalkulasjonsrente 4% pr. bolig.
Infiltrasjon til grunnen (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	70 000	2000	7 200
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	120 000	2000	10 800
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 1 bolig.	175 000	3900	16 800
Biologisk/kjemisk minirensanlegg, klasse 1, 1 bolig.	95 000	5400	12 400
Tett tank til WC, gråvann til biofilter, 1 bolig.	120 000	7000	15 800
<b>Mindre fellesanlegg</b>			
Infiltrasjon til grunnen både gråvann og svartvann) 4 boligers fellesanlegg.	160 000	3500	3800
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 4 boligers fellesanlegg.	260 000	3500	5700
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 4 boligers fellesanlegg.	360 000	4900	7850
Biologisk/kjemisk minirensanlegg, klasse 1, 4 boligers fellesanlegg.	225 000	8000	6150

## 6.6 Andre forurensingskilder

Omfanget av andre forurensingskilder er beskjedne i forhold til kloakk og arealavrenning fra jordbruket. I 1997 ble det beregnet et utslipp fra punktkilder, som gjødsellager og siloanlegg, på 16 kg fosfor per år. Oppfølging og tiltak siden 1997 har medført at disse punktkildene trolig bidrar enda mindre i dag. Fyllplassen på Bølstad ligger i Bølstadbekkens nedbørfelt. Det er liten fosfortilførsel fra fyllplassen. Tilførsler fra andre forurensningskilder er ikke kjent.

## 7. Vurdering av realiserbarhet av tiltaksplan

---

### 7.1 Status for jordbrukstiltakene og vurdering av virkemidler for gjennomføring

Ås kommune har satt som mål at jordbruksavrenningen skal reduseres fra 732 til 465 kg TRP/år i løpet av perioden 2003-2011.

Landbrukskontoret i Follo har ansvar for at dette målet nås. Prioriterte tiltak er:

- Andelen av kornareal som overvintrer i stubb skal økes fra 15% til 30% innenfor nedbørfeltet (jordarbeiding utsettes fra høst- til vår).
- Anlegg av 3 km permanente vegetasjonssoner langs bekkekantene (Tiltaket iverksettes med såing av grasstriper våren 2005).
- Anlegg av 1 stk. fangdammer i tillegg til dagens 5 dammer
- Fullføring av godkjente hydrotekniske planer (7 planer gjenstår).
- Redusert gjødsling med fosfor.

For nærmere beskrivelser av de aktuelle jordbrukstiltakene henvises det til tiltaksanalysen for Årungen fra 2003. Disse målsettingene for landbrukssektoren bør revurderes. Blant annet vil 30% av arealet overvintret i stubb eller tilsvarende være for lite ambisiøst i forhold til å oppfylle målet. Målsettingen om redusert gjødsling med fosfor bør også konkretiseres og gjøres målbar.

I 2004 benyttet Landbrukskontoret kommunale tilskuddsmidler for å øke tilskuddssatsene med 35-40% per dekar på erosjonsutsatte arealer. Tilskuddet ble gitt for arealer hvor jordarbeidingen (pløying og harving) utsettes fra høst til vår. Til tross for denne økningen i tilskudd, ble det fra 2003 til 2004 1086 dekar mindre åker som overvintret i stubb i Årungen nedbørfelt. Landbrukskontoret mener reduksjonen skyldes bl.a. økt bruk av høstkorn i nedbørfeltet. Gårdbrukeren tjener mer og/eller har en sikrere inntekt ved høstkorndrift enn ved å ta i bruk tilskuddssatser for redusert jordarbeiding. Denne utviklingen er ikke forenlig med miljømålet for Årungen. Det er imidlertid viktig å presisere her at det er høstkorn som jordarbeides med pløying/harving før såing som gir stor erosjonsrisiko. Høstkorn som direktesås har ikke stort jordtap. Det er med andre ord ikke veksten i seg selv, men dyrkingsformen med jordarbeidingen som øker risikoen!

Det er etablert statlige tilskuddsordninger som i dag dekker en del av kostnadene ved redusert jordarbeiding, etablering av vegetasjonssoner og fangdammer. Dette betyr at dersom tiltakene skal gjennomføres, må som regel en del av kostnadene dekkes av den enkelte gårdbruker. Dersom en gårdbruker ikke vil gjennomføre et tiltak som Landbrukskontoret ber om, har Landbrukskontoret foreløpig begrensede muligheter/virkemidler til å få gjennomført tiltaket. I noen tilfeller kan det brukes en sanksjonsmulighet som avkorting av "Areal- og kulturlandskapstillegget". De statlige tilskuddssatsene for miljøtiltak er utformet av Fylkesmannes landbruksavdeling i et regionalt miljøprogram som er differensiert i henhold til fylkes vassdragsprioriteringer. Årungen nedbørfelt er plassert i klasse 2 med noe lavere tilskuddssatser og mindre strenge regler sammenlignet med de vassdragene som er i den høyest prioriterte klassen (Morsa og Halden). I Morsa og Halden er det for eksempel vedtatt egen forskrift som setter vilkår for å få produksjonstilskudd bl.a. ikke jordarbeiding om høsten på arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Det er også satt krav om 10 og 20 meter vegetasjonssoner.

Gjennomføringsgraden av tiltak i forrige tiltaksperiode (1997 - 2005) viser begrenset suksess med hensyn på endret jordarbeiding. Her er også trenden i en negativ utvikling. Vi tror derfor ikke det er realistisk å nå de nødvendige tiltakene i jordbrukssektoren innen 2012, og heller ikke innen 2015 uten at virkemiddelbruken endres. På bakgrunn av ovennevnte forhold bør Årungen revurderes med hensyn på klassifisering i det regionale miljøprogrammet. Det bør også vurderes å innføre nye

virkemidler. Det tar ofte lang tid å få gjennomført prosesser med å få definert og etablert nye virkemidler. Kommunen bør derfor så snart som mulig ta initiativ overfor Fylkesmannes landbruksavdeling for å få løftet opp disse to sakene.

## 7.2 Vurdering av fremdrift av tiltak på offentlige avløpsnett

### 7.2.1 Avløpsnett ved Ski sentrum

Kapasiteten på eksisterende hovedavløpssystem i Ski sentrum er i dag fullt utnyttet og enkelte strekninger har underkapasitet med dagens belastning. Med den planlagte utbygningen de nærmeste årene vil denne situasjonen forverre seg. Overbelastningen fører til utslipp via overløp til Østensjøvann/Årungen. En del utslipp til Årungenvassdraget skyldes også feilkoblinger på avløpsnettet og eldre betongrør som lekker. Planlagt saneringsarbeidet i Ski sentrum er omfattende og vil ta mange år. I kommunedelplan for vannmiljø 2002-2010 i Ski kommune er det beregnet en kostnad på kr 41 millioner for tiltak innen kommunalt avløp i Årungen nedbørfelt. Det er beregnet at tiltakene vil gi en reduksjon på 158 kg P/år i forhold til status 2005. Ski kommune ligger foreløpig omtrent to år etter fremdriftsplanen. Det forventes derfor at tiltakene ikke vil være gjennomført før tidligst 2012.

### 7.2.2 Avløpsnettet ved Campus/UMB

Arbeidet med saneringsplan for UMB's område startet i 2004, og skal være fullført i løpet av 2008. Pålegget fra Ås kommune til UMB innebærer at UMB's område skal ha et virksomt og tett separatsystem for avløp med ledninger og kummer i tilfredsstillende stand innen utgangen av 2008. Etter sanering bør derfor ikke lekkasjeandelen være mer enn 1%, og det skal ikke være overløp. Det gjennomføres tiltak sonevis på Campus fordelt på 8 soner. Det er helt eller delvis gjennomført sanering i sone 1, husdyrinstituttet, sone 4, Sentralområdet, sone 5, SKP, sone 6 (IMT, Fellesbygget, Skogforsk og ledningsnett langs Drøbakveien). Del på bakgrunn av ovennevnte og intervju med Hilde Haugland i HVA prosjekt den 27.03.2007 om saneringsarbeidet, har Bioforsk grunn til å tro at gjennomføringen av saneringsarbeidet ved Campus var omtrent halvveis 1.1.2007. Saneringsarbeidet pågår fortsatt, og det arbeides for at arbeidet skal fullføres innen 2009.

Erfaring så langt er at saneringsarbeidet som i utgangspunktet har vært avsluttet, ikke har vært tilfredsstillende. Det har blitt topddaget feil og mangler i soner som skulle vært fullstendig sanert. Disse manglene forsøker UMB å følge opp, men dette er et vanskelig arbeid. Ut fra ovennevnte er det usikkerhet til om det vil bli gjennomført en fullstendig sanering ved UMB innen 2009. Målet er at utslippene fra overløp og ledningsnett skal reduseres fra 123 til 8 kg P/år. I UMB's saneringsplan estimeres prosjektkostnadene til omkring 13 millioner kroner. Det er en forutsetning for nødvendig fremdrift er at UMB de neste årene gir tilstrekkelig midler til saneringsprosjektet.

### 7.2.3 Avløpsnett i Ås kommune (vestre del av Kaja-feltet)

Saneringen av avløpsnettet på Kaja-feltet, som drenerer til Årungen, påbegynnes våren 2007. Etter kommunens nåværende fremdriftsplan skal tiltaket være ferdigstilt i løpet av 2008. Etter sanering forventes 1 % lekkasje fra spillvannsledningene.

I kommunens Hovedplan for avløp og vannmiljø 2001-2012 var opprinnelig startår for saneringen satt til 2004. Oppstart er utsatt til våren 2007, fordi saneringsarbeidet som nylig er avsluttet i Ås sentrum var mye mer omfattende en forutsett. Det forventes at saneringen sluttføres i løpet av 2008.

### 7.2.4 Avløpsnett i Frogn kommune

Som følge av tiltak i 2005 og 2006 forventes det fosforutslippene er redusert fra 44 til 22 kg P/år. Det er stor usikkerhet til disse tallene. Det bør derfor gjennomføres nye beregninger. Nye beregninger og behov for ytterligere tiltak bør avklares med Frogn kommune.

### 7.3 Status for opprydning av avløpsforholdene i spredt bebyggelse

I Årungens nedsalgsfelt er det total registrert 427 separate avløpsanlegg (hvorav 295 i Ås kommune). Av disse er det gitt pålegg om oppgradering til eiere av 254 anlegg med lav rensegrad. Ås, Frogn og Ski kommuner har gitt pålegg til avløpsanlegg i egne kommuner. For disse anleggene har kommunene satt krav til 90% rensing for total fosfor. I Ås og Frogn kommune skal alle avløpsanlegg være ferdigstilt innen 2008. Erfaringsmessig er det en del anlegg som ikke vil bli oppgradert innen fristene som er gitt av kommunene. Nevnte kommuner har gode rutiner for å følge opp avløpsanlegg som ikke utbedes innen fastsatt frist. Ved behov benyttes dagsbøter inntil avløpsanlegg ferdigstilles.

47 boliger i området Melby-Egget har ikke fått pålegg om oppgradering ennå i påvente av revidering av hovedplan for avløp og vannmiljø. Det er forventet at disse boligene må ferdigstilles forskriftsmessige renseanlegg innen 2009. Ut fra ovennevnte forventes det at så godt som alle anlegg vil være utbedret innen 2011.

## 8. Oppsummering, vurderinger av tiltak, rangering iht kostnadseffektivitet

I tabell 24 og 25 er fosforbidraget, presentert henholdsvis som tot-P og TRP, fra de ulike delnedbørfeltene og fordeling mellom ulike sektorer presentert. I tabell 26 er de foreslåtte tiltakene presentert med beregning av kostnadseffektivitet basert på tot-P og biotilgjengelig P. Vi vil anbefale å bruke tallene basert på biotilgjengelighet i tiltaksprioriteringene, og dette er gjort i den rangeringen som også presenteres i tabell 26.

*Tabell 24: Utslippsnivå 2005 av Tot-P i kg pr. år fordelt på fire delnedbørfelt. For kildene Jordbruk og overvann fra bebygde områder er naturlig bakgrunnsavrenning trukket ifra.*

Nedbørfelt	Jordbruk	Offentlig avløpsnett	Separate avløpsanlegg	Overvann bebygde omr.	Naturlig bakgrunn	Tot P kg/år
Bølstadbekken med Ski- og Skuterudbekken	519	261	120	119	308	1 327
Norderås, Vollebekken, Brønnerud og andre småfelter	37	170	66	44	101	418
Storgrava	394	12	171	13	88	678
Smebølbekken	387	0	61	0	103	551
Hele nedbørfeltet	1 337	443	418	175	600	2 973

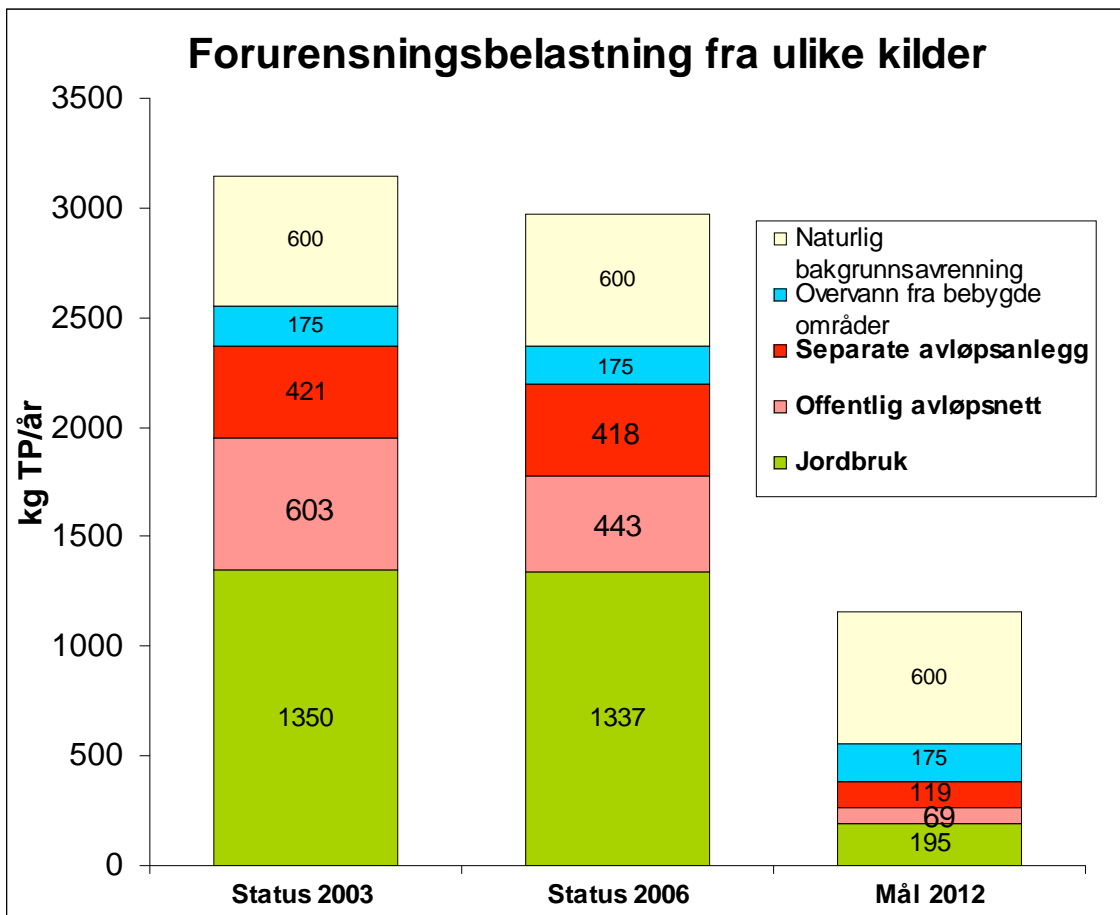
*Tabell 25: Utslippsnivå i 2005 av TRP i kg pr. år fordelt på delnedbørfelt.*

Nedbørfelt	Jordbruk	Offentlig avløpsnett	Separate avløpsanlegg	Overvann bebygde omr.	Naturlig bakgrunn	TRP kg/år
Bølstadbekken med Ski- og Skuterudbekken	119	235	108	60	34	556
Norderås, Vollebekken, Brønnerud og andre småfelter	9	153	59	22	11	254
Storgrava	91	11	154	6	10	272
Smebølbekken	89	0	55	0	11	155
Hele nedbørfeltet	308	399	376	88	66	1 237

Tabell 26: Mulige utslippsreduksjoner, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor i Årungens nedbørfelt.

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksj	Kostnad Pr år (mill)	Kost.eff Tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt kg bio-P reduksj.	Kostnad Pr år (mill)	Kost.eff Bio-P kr/kg og år	Range ring
<b>Jordbruk</b>								
Reduksjon av P utslipp ved red av gj. Sn P-AL til 8	299	0	0	23%	69	0	0	1
Endret jordarbeid. EKI 3 & 4 i stubb	350	1,1	300	23%	81	1,1	1 300	2
Endret jordarbeid. EKI 2, 3 & 4 i stubb	1222	3,6	300	23%	281	3,6	1 300	3
<b>Offentlig avløp</b>								
Sanering i Ski, UMB og Ås	374	3,2	8500	90%	337	3,2	9 400	4
<b>Spredt bebyggelse</b>								
Oppgradering av 254 anlegg	299	3,2	10 700	90%	269	3,2	11 900	5

I tabell 17 vises de reduksjoner i total fosfor det antas man kan oppnå innen 2010. Det er dermed 3,5 år til rådighet for å gjennomføre tiltakene. Siden 2003 er det kun for Campus i Ås at det er gjennomført omfattende tiltak som hittil har medført betydelige reduksjoner av fosfor.



Figur 11: Utslipp kg TP/år til Årungen. Status 2003, 2006 og miljømål for 2012. -



Figur 9 viser oversikt over dagens tilførsler og forslag til målsetting for fosfortilførsler til Årungen i 2012. Beregninger viser at tilførslene av fosfor må reduseres fra om lag 3000 til 1000 kg TP/år for at miljømålet skal oppnås. Av tiltak for jordbruket er det nødvendig med tiltak som omfatter at alt areal i erosjonsklasse 2, 3 og 4 legges i stubb. Det er da tatt hensyn til fangdammer og vegetasjonssoner som er etablert (eller under etablering) og samspill effekter mellom disse (se tabell 15). Øvrige tiltak er som beskrevet i tiltaksanalyse for Årungen i 2003. Disse tiltakene omfatter sanering av offentlige avløpsnett ved UMB, Ås og Ski tettsted og utbedring av om lag 250 mindre avløpsanlegg.

## 8.1 Videre arbeide med å utarbeiding og gjennomføring av tiltaksplaner

Det er opprettet en "Faggruppe for Årungen" med deltagelse fra Ås, Ski og Frogn kommuner, der representanter for ulike fagområder er representert (landbruket, teknisk etat, fagkonsulenter m.m). Denne faggruppen kan forbedres med klarere målsettinger for arbeidet og med faste møteplaner. Dette vil være i tråd med EU's vanddirektiv, og fagrådet vil da fungere som "Vannområdeutvalg". Våren 2007 ble Bunnefjorden med Årungen og Gjerssjøen definert som en ny enhet for gjennomføringen av vanddirektivet. Faggruppen Årungen bør inngå i det nyetablerte vannområdeutvalget for Bunnefjorden.

Vannområdeutvalget skal ha ansvar for å vurdere innholdet i vannovervåkingen og utarbeide forslag til effektive tiltak innenfor forsvarlige økonomiske rammer. Vannområdeutvalget skal også vurdere måter å rapportere på til politisk ledelse og til befolkningen (for eksempel via Folloportalen). Det bør utarbeides planer for tiltak (inklusive økonomi) for Gjerssjøen og resten av Bunnefjordens nedbørfelt. Denne rapporten vil naturlig inngå som grunnlag for delen om Årungen i en samlet plan for de ulike delnedbørfelter i Bunnefjorden nedbørfelt.

Fordi UMB ligger i Årungen nedbørfelt på Ås er det store forskningsmessige interesser knyttet til Årungen og Østensjøvann. Dette har vært en god ressurs for kommunen i mange år. Også i senere arbeider bør en derfor benytte seg av de muligheter som samarbeid med UMB kan gi. Et problem med disse arbeidene har vært at det har manglet en oversikt over hvem som gjør hva, og hva som er tidligere gjort. Vi vil derfor foreslå at kommunen eller vannområdeutvalget etablerer en internettside hvor rapporter og overvåkingsdata samles og gjøres tilgjengelig.

I forbindelse med gjennomføringen av EUs vanddirektiv er det satt en tidsfrist på 2015 for å nå god økologisk status. I Årungen har en valgt 2012 som måloppnåelsesfrist. Vi tror fristen er satt kort med hensyn på det arbeides som må gjøres, så det vil være naturlig å endre fristen til 2015 for å harmonisere med det statlige arbeidet.

## 9. Konklusjon

---

Dersom forslag til tiltaksplan følges opp forventes det at miljømålet nås innen 2012-2015.

Det innebærer at mål for jordbrukstiltak følges opp med en gjennomføringsgrad som må være meget høy. Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til om det er mulig å gjennomføre tilstrekkelige tiltak for å nå målet innen tidsfristen. Ikke fordi det er praktisk vanskelig, men fordi det krever mer av bøndene enn incitamentene for miljøvennlig drift i dagens støtteordning gir. Vi vil derfor anbefale at Årungs plassering i det regionale miljøprogrammet revurderes (og opp-prioriteres), og at virkemidlene utvides. Hvis ikke dette er mulig, er det naturlig å utsette målsettingen om badevannskvalitet til neste revisjon av vanddirektivet. Dette vil i så tilfelle være i 2025.

Når det gjelder avløpstekniske tiltak er det større sannsynlighet for at tiltakene vil bli gjennomført. Basert på tilbakemelding fra Ski, Ås og Frogn kommuner og UMB ser det ut til at gjennomføringen av tiltak for separate avløpsanlegg og offentlig avløpsnett stort sett vil bli gjennomført innen 2012.

Mest usikkerhet knyttes til saneringen av avløpsnett i Ski. Kommunen ligger et par år etter opprinnelige fremdriftsplaner. Trolig vil tiltakene slutføres tidligst i 2012. Det er også noe usikkerhet om UMB klarer å gjennomføre god nok sanering innen 2009. Nye utsettelse av gjennomføringer tåles ikke mhp. på måloppnåelse, og slike utsettelse bør følges opp med vedtak om utsettelse av miljømålet.

## 10. Referanser

---

- Berge D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne sjøer. NIVA rapport 0-85110.
- Erlandsen, A. H., Grøterud, O. & Skogheim, O. K., 1980. Intern tilførsel av fosfor i innsjøer ved høy pH. Stensiltrykk Avd. for limnologi, UIO og Institutt for hydroteknikk, NLH. nr. 7/1980. 27 s.
- Framstad, B og Stalleland, T., 1997. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Årungen. NILF-notat Kommunedelplan for vannmiljø 2002-2010. Ski kommune 2002. 44s.
- Haugland, H. 2007. Saneringsplan avløpsnett 2004-2008, Universitetet for Miljø og biovitenskap. Notat
- Heier, O. H, 2006 Forbedring av vannkvalitet i Storegrava, Frogn kommune 2003-2006.
- Hovedplan for avløp og vannmiljø 2001 - 2012, Ås kommune. 2001. 31s.
- Larsen D. P. & Mercier H. T. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can. 33, (8): 1742-1750.
- Løvstad, Ø. 1996. Lokal vannkvalitetsovervåking i Ås kommune. Rapport.
- Løvstad, Ø. 2006. Vurdering av Ski kommunes kommunedelplan for vannmiljø. Foreløpig notat.
- Løvstad, Ø., & Skadberg, I., 2006. Limnologisk, lokal vannkvalitetsovervåking i Ås kommune. Datarapport.
- Ski kommune 2002: Kommunedelplan for vannmiljø.
- Statens forurensingstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97/04 31s.
- Turtumøygard, Stein & Arne Grønlund 2001. Beregningsmodell for erosjon fra landbruksarealer. Jordforskrapport 48/01.
- Øgaard, A.F. og Krogstad, T. 1995. Grunnlag for estimering av fosforavrenning fra dyrka mark. Konsentrasjoner av P-fraksjoner, P-avrenning fra engarealer, P-gjødsling. Rapport nr. 1/95. Ås, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag. 12 s.
- Yri, A., 2003. Tiltaksanalyse og tiltaksplan for Årungen. Ås kommune 2003. 29 s.

## Vedlegg 1: Valg av modell og bakgrunn for å fastsette retensjonskoeffisienten

---

En enkel modell av Berge (1997) er basert på erfaringsmessig sammenheng mellom fosfor-konsentrasjon og middeldyp i innsjøer, og på sammenheng mellom fosforkonsentrasjon, algemengde og forekomst av problemalger. I henhold til denne modellen er den akseptable fosforkonsentrasjonen i Årungen 12  $\mu\text{g P/l}$ . Målet er satt til 15  $\mu\text{g P/l}$  men det ligger innenfor feilmarginen til modellen.

For å estimere dagens fosfortilførsel til innsjøen er det brukt en modell av Larsen & Mercier (1976) som tar hensyn til hvor mye av tilført fosfor som holdes tilbake i innsjøen. Graden av tilbakeholdelse (sedimentasjon) av fosfor i innsjøen uttrykkes som Retensjon ( $R_p$ ).

$$R_p = 1/(1 + 1/\sqrt{T_w})$$

der  $T_w$  = innsjøens teoretiske oppholdstid.  $T_w = V/Q$  hvor  $V$  er innsjøens volum ( $9.2 \times 10^6 \text{m}^3$ ) og  $Q$  er den årlige tilførsel av vann ( $24,4 \text{m}^3/\text{år}$ ).

Dersom  $T_w$  settes til 0,4 år vil  $R_p = 0,4$ . Tidligere undersøkelser har vist en enda lavere retensjon. (Løvstad et al. 1992). Retensjonen  $R$  i partikkelpåvirkede innsjøer blir alltid underestimert ved bruk av de vanlige modellene dvs. at de totale fosfortilførslene også underestimeres. Erfaringer fra blant annet Gjersjøen og Vansjø indikerer at modellen passer bedre til å estimere total fosfor (TP) i innsjøen ved å anvende tilførselmengder av potensielt biotilgjengelig fosfor (BAP), som tilnærmet måles som total reaktivt fosfor - TRP. Når biotilgjengelig fosfor kommer ut i innsjøen fra bekkene i sommerhalvåret, blir det effektivt tatt opp av alger. I de frie vannmasser i innsjøen er det derfor veldig lite fosfor som foreligger som TRP. *TRP går over til det som måles som TP i innsjøen, mens andelen av fosfor som ikke er biotilgjengelig stor grad sedimenteres eller renner gjennom innsjøen.* Det TRP som sedimenteres er i tillegg gjenstand for aerob (oksygenrik) og anaerob (oksygensvinn) tilbakeføring av fosfor til vannmassene. TRP tilbakeføres til vannet også ved høy pH. Jo høyere forhold TRP/sediment (for eksempel i g TRP/kg tørrvekt sediment) jo mer tilbakeføring vil det bli til vannmassene, Tilbakeholdelsen av tilført biotilgjengelig fosfor, som TRP, for Årungen er beregnet til å være ca. 0,5. Den aktuelle retensjonen av TP er beregnet til å være i overkant av 0,6. Dette indikerer at også ved å sette inn TRP i modellen vil tilførslene i noen grad undervurderes, men betydelig mindre enn for TP. Det kan imidlertid sluttet at TP har mindre betydning for primærproduksjonen (algeveksten) enn TRP. Oppholdstiden  $T_w$  for vannet i innsjøen vil da være  $T_w = V/Q = 5/2 \text{ år} = 2,5 \text{ år}$ .

Årstilførslen av fosfor til innsjøen kan beregnes ved å bruke innsjømodellen til Dillon & Rigler (1974):  
Dillon & Rigler (1974).

$$TP = L_p(1 - R_p)/q$$

der

$TP$  = den midlere fosforkonsentrasjon i innsjøen (for hele året).

$L_p$  = den årlige fosforbelastning i  $\text{mg P/m}^2 \times \text{år}$

$R_p$  = fosforretensjonen

$q$  = årlige hydrauliske belastning  $z/T_w$  ( $\text{m}/\text{år}$ )..

$z$  = innsjøens middeldyp (m)

$T_w$  = innsjøens teoretiske oppholdstid (år) =  $V/Q$

Ved omregning blir:

Årlig fosfortilførsel (kg P/År) = midlere konsentrasjon av fosfor i innsjøen \* (årlig avrenning mill. m<sup>3</sup>/ år / 1- retensjon).

Ut fra måling av konsentrasjon i Årungen og Årungenelva de siste fem årene kan tilførslene beregnes: Årsmiddelkonsentrasjonen av biotilgjengelig fosfor (målt som total reaktivt fosfor) og total fosfor i Årungen/utløp Årungen i gjennomsnitt å være henholdsvis 35 µg P/l og 50 µg P/l

For total reaktivt fosfor - TRP

$$\text{Fosforbelastningen} = 35 \mu\text{g P/l} * (24,4 \text{ mill. m}^3/\text{år} / 1- 0,5) = \underline{1708 \text{ kg TRP/ år}}$$

Dette tallet stemmer med tilførselsberegningene av TRP i tabell 1.

For total fosfor - TP

$$\text{Fosforbelastningen} = 50 \mu\text{g P/l} * (24,4 \text{ mill. m}^3/\text{år} / 1- 0,5) = \underline{2440 \text{ kg TP/ år}}$$

Som er en underestimert på ca. 22%. Ved å bruke retensjonen = 0.4 blir den totale fosforbelastning bare 2033 kg TP/år som er en kraftig underestimert. Det skal nevnes at underestimert blir enda større når en tar med i betraktning at de målte middelverdiene for TP er noe for lave fordi det ikke er tatt med flomverdier i middelverdiene.

Med denne modellen kan man også beregne tilførsler for valgt målsetting og akseptabel fosfortilførsel. Ved et akseptabelt fosfornivå vil innsjøen være i balanse, og badevannskvalitet vil være det normale.

$$\text{Akseptabel fosfortilførsel} = 12 \mu\text{g P/l} * (24,4 \text{ mill. m}^3/\text{år} / 1- 0,5) = \underline{586 \text{ kg TRP/ år}}$$

$$\text{Fosfortilførsel iht. målsetting} = 15 \mu\text{g P/l} * (24,4 \text{ mill. m}^3/\text{år} / 1- 0,5) = \underline{732 \text{ kg TRP/ år}}$$

Konklusjon. Innsjømodellen er opprinnelig laget for total fosfor, men dette passer dårlig for Årungen. Ved bruk av biotilgjengelig fosfor, målt som TRP, isteden for total fosfor (TP) ser det ut til at modellen passer bedre. Med en slik modifisering av modellen er det beregnet hvor mye fosfortilførslene må reduseres for å kunne oppnå miljømålet. Dersom alle foreslåtte tiltak gjennomføres (se kap. 6), vil fosfortilførslene komme ned et slikt nivå.

Det er ikke forventet at den benyttede modellen gir en presis beregning av hva som er akseptabel årlig fosfortilførsel, men det antas at modellen gir et brukbart estimat. For å belyse svakheten med modellen kan det vises til erfaringer fra enkelte eutrofe innsjøer. Det har vist seg at innsjøene har "holdt på" en dårlig vannkvalitet inntil fosfortilførslene kommer ned til et tilstrekkelig lavt nivå. Når en slik lav tilførsel oppnås, har vannkvaliteten raskt blitt forbedret. Årungenes raske bedring i perioden 1984-1985 er et eksempel en slik respons (se figur 1, 2 og 3). Slike sprang i vannkvaliteten passer altså ikke inn i den benyttede modellen.

## Vedlegg 2. Metodikk og beregninger for endret jordarbeiding i landbruket

---

### Erosjonsformer og -prosesser

Vannerosjon kan inndeles i tre former, *flate-* eller *tynnskikterosjon*, *rillerosjon* og *groperosjon* eller *grøfteerosjon* (eng. "gully"). Flateerosjon foregår relativt jevnt over arealet og etterlater ingen dype spor på overflata. Rillerosjon resulterer ofte i parallelle riller i jordoverflata med dybde fra noen cm til ca 20 - 30 cm og med varierende avstand. Rillerosjon er vanlig på jord med jevn overflate og lite utviklet plantedekke, f. eks. langs såradene i høstkorn. Groperosjon resulterer i groper eller grøfter av varierende dybde, som normalt ikke kan fjernes med tradisjonell jordarbeidingsredskap. Groperosjon foregår særlig i områder der overflatevannet konsentreres, f. eks. i dalbunner og drag.



Figur 1. Eksempler på rillerosjon (venstre bilde) og groperosjon (høyre bilde)

Det er utviklet flere modeller for beregning av vannerosjon. Den mest brukte er den universelle jordtapsligningen (USLE) som har formen:

$$A=L*S*K*C*R*P$$

hvor

A=beregnet årlig jordtap pr. arealenhet som gjennomsnitt for en lang periode

L=faktor for hellingslengde

S=faktor for hellingsgrad

K=faktor for jordas eroderbarhet

C=faktor for vegetasjonsdekke og jordarbeiding

R=faktor for nedbør

P=faktor for ekstra erosjonshindrende tiltak (f. eks. terrassering og grasdekte vannveier)

USLE er utviklet i USA og kan i prinsippet brukes til å beregne flateerosjon. Den er ikke tilpasset norske forhold hvor tele og snøsmelting er viktige faktorer for erosjon. På grunnlag av en del erosjonsforsøk utført av Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB har en foretatt beregninger av C- og R-faktorene for norske forhold.

USLE blir brukt av NIJOS ved beregning av erosjonsrisikokart avledet fra jordsmonnkart. Faktorene for hellingsgrad og jordas eroderbarhet (S- og K-faktoren) blir beregnet på grunnlag av data fra jordsmonnkartet. R- faktoren settes som en konstant og C-faktoren varierer med planteslag og

jordarbeiding, på grunnlag av erosjonsmålingene utført ved Institutt for plante- og miljøvitenskap ved UMB. Hellingslengden er satt til 100 m. I tilfeller hvor hellingslengden avviker betydelig fra 100 m, bør den beregnede erosjonen korrigeres. P-faktoren settes til 1 fordi det i beregningene forutsettes at det ikke blir gjort ekstra erosjons-hindreende tiltak.

På grunnlag av beregnet erosjon ved høstpløying blir det avledet fire erosjonsrisikoklasser:

Klasse	Beregnet jordtap, kg/dekar/år
Liten	0-50
Middels	50-200
Stor	200-800
Svært stor	>800

Modellen som beskrives i denne rapporten bygger på de samme erosjonsberegningene som erosjonsrisikokartene fra NIJOS. Den viktigste forskjellen er at erosjonsrisikokartene forutsetter en bestemt arealbruk (høstpløying) mens *GIS avrenning* også tar hensyn til den *aktuelle* arealbruken. Den er først og fremst egnet til å vise eller anslå:

- forskjeller i risiko for flateerosjon mellom ulike eiendommer og nedbørfelt
- effekter av endret arealbruk og jordarbeiding

Modellen gir ikke et direkte mål for tilførsel av erosjonsmateriale til vassdrag. Dette skyldes bl a.:

- Den simulerer ikke groperosjon og erosjon i vannveier (forsenkninger).
- Den tar ikke hensyn til at en betydelig del av erosjonsmaterialet kan sedimentere på overflata og ikke nå ut i vassdragene (figur 2)
- Det brukes en konstant regnfaktor beregnet som middel for noen få år. Enkelte år kan erosjonen avvike sterkt fra en slik middelvei, blant annet som følge av variasjon i nedbør og klimaforhold. USLE-ligningen er heller ikke utformet med tanke på de spesielle norske vinterforhold.

Modellen er ikke kalibrert for geografisk variasjon (vær) mellom ulike distrikter.

## GIS avrenning - modellen

GIS-modellen beregner erosjonsrisiko fra jordbruksarealer på grunnlag av data om erosjonsrisiko klassifisert av NIJOS og driftspraksis hentet fra offentlige søknadsregistre eller fra direkte kartlegging på det enkelte skifte.

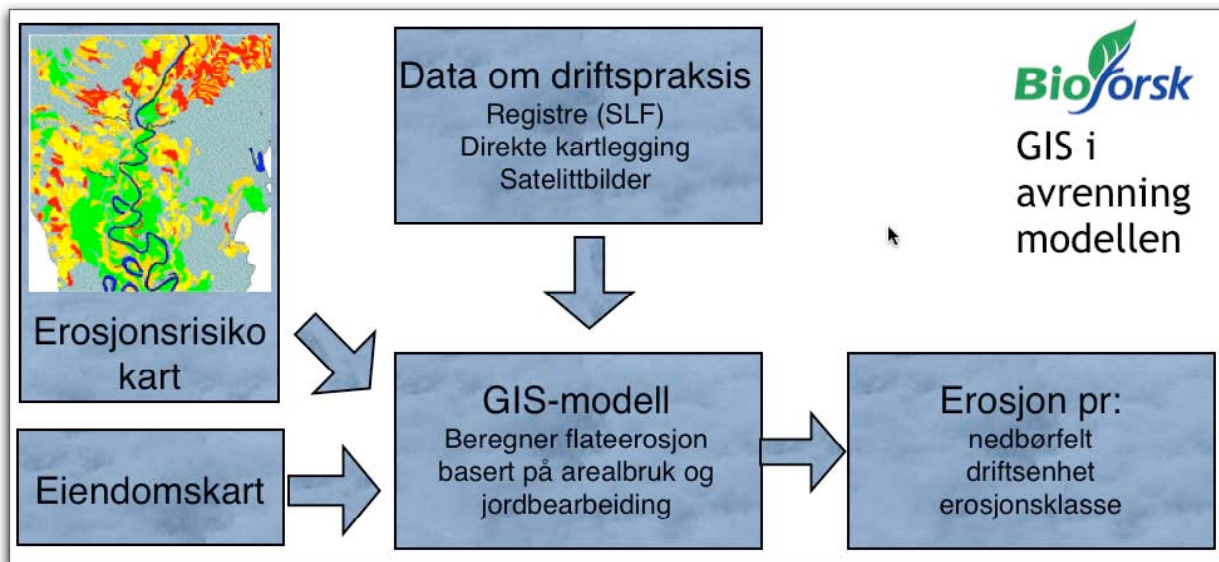
Datakilder for modellen er:

- Digitale jordsmonnkart med beregnet risiko for flateerosjon ved høstpløying (NIJOS)
- Søknad om produksjonstilskudd med data om arealbruk og jordleie
- Søknad om tilskudd til endret jordarbeiding
- Landbruksregisteret med data om driftsenhet for de enkelte landbrukseiendommer
- Evt data fra direkte kartlegging av arealbruk.

Sluttresultatet fra modellen er beregnet erosjon pr år fra hver driftsenhet, fordelt på erosjonsrisikoklasser etter inndeling som brukes av NIJOS. Driftsenheten er identifisert med *kommune/gnr/bnr for hovedeiendommen*. Dersom eieren dessuten leier annet areal, blir dette altså også medregnet i hans gnr/bnr.

Modellen er illustrert i figur 3.





Figur 2. Prinsippet for erosjonsberegning i GIS avrenning fra jordbruksarealer.

For hver erosjonsrisikoklasse beregnes både erosjon ved høstpløying av alt areal (maksimal erosjon), og erosjon ved dagens drift (aktuell erosjon). Ut fra dette kan man enkelt simulere effekter av ytterligere tiltak, f.eks. erosjon hvis all jord i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb.

Resultatet av modellberegningen kan kombineres med digitale nedbørfeltkart, som f.eks. hentes fra NVE's Regine-register eller genereres maskinelt ved å kombinere karttema for vannveier og 5-meters koter. Data kan aggregeres opp til nedbørfeltnivå, og presenteres som sumtall for de gruppene som er nevnt ovenfor. Hvis en driftsenhet strekker seg over flere nedbørfelt, foretas en proporsjonal fordeling av erosjonen i forhold til arealet.

Ved bruk av resultatene må man ta forbehold om visse forutsetninger som er gjort ved kobling av data om driftspraksis til erosjonsrisiko:

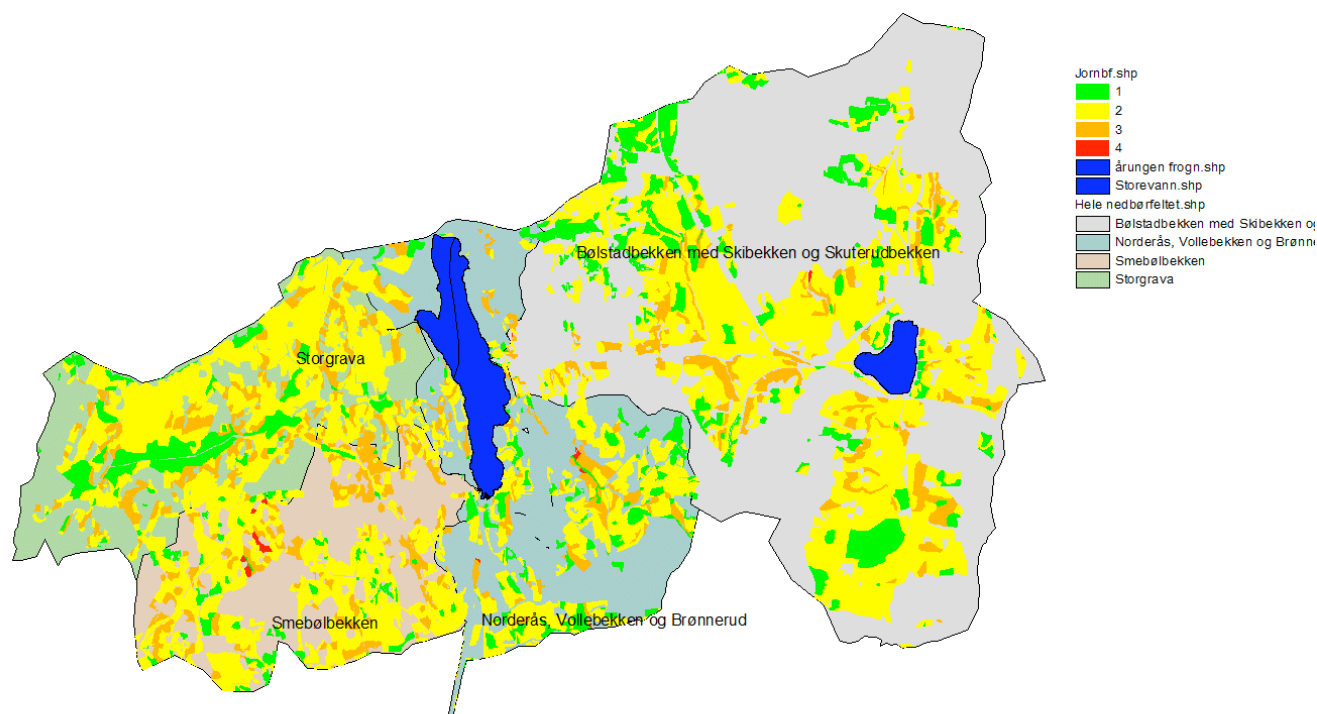
- Arealer om vekster fra Søknad om produksjonstilskudd er ikke knyttet til erosjonsrisiko. Permanent gras og areal ute av drift forutsettes å tilhøre de høyeste erosjonsklassene for eiendommen. For øvrig forutsettes vekstene å være jevnt fordelt mellom risikoklasser i forhold til arealet.
- Data om jordleie er lagt inn i beregningen, men det er gjort visse forenklinger, blant annet når driftsenheten går over flere kommuner.

### Metode

Prosjektet har omfattet tilrettelegging av data og digitalt kartgrunnlag, samt beregning av flateerosjon fra landbruksarealer i Ås kommune. Metodikken og modellen er nærmere beskrevet i Turtumøygard & Grønlund (2001). Beregningene av erosjonsrisiko er foretatt ved bruk av registerdata (FMLA, SLF). Erosjonsrisiko er beregnet både med aktuell drift og med alternativet alt areal høstpløyd. Det er deretter foretatt en modellering av to mulig tiltak:

- alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb
- alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb

Med utgangspunkt i det nasjonale registeret over nedbørfelt (Regine) har vi i samarbeid med Landbrukskontoret foretatt en inndeling av kommunen i 4 hovedresipienter. Erosjonsberegningene er summert opp for hver resipient/delnedbørfelt.



Figur 3. Ås kommune med jordsmonn og erosjonsrisikoklasser

### Registerdata

GIS avrenning benytter tilgjengelige registerdata fra offentlige stønadsordninger:

søknad om produksjonstilskudd

søknad om tilskudd til tiltak mot avrenning i regionalt miljøprogram

Data om den enkelte eiendom kobles sammen ved bruk av Landbruksregisteret og registrert jordleie.

En del kartlagte arealer vil ikke være berettiget til tilskudd, f.eks. fordi de ikke lenger er i drift eller fordi eiendommen er for liten. Disse mangler vi data for i søknadsregistrene. Det samme vil gjelde for eiendommer som tilhører driftsenheter utenfor nedbørfeltet. Totalt omsøkt areal utgjør om lag 83% av totalt kartlagt jordbruksareal i Årungen nedbørfelt. Dette fordeler seg slik på de fire delnedbørfeltene:

Delnedbørfelt	Jordmonnareal dekket av registerdata
Bølstadbekken med Skibekken	81
Norderås, Vollebekken og Brønnerud	83
Storgrava	90
Smebølbekken	81
hele nedbørfeltet	83

Vi vet lite om driften på det ikke-omsøkte arealet. Selv om jordtaps-beregningene derved vil ligge noe for lavt, er dette ofte av mindre betydning, ettersom vi særlig skal forholde oss til relative effekter av tiltak. Det vil eventuelt være enkelt å justere opp jordtapsberegningene til 100% ved å multiplisere tallene med 1,1-1,2 avhengig av delnedbørfelt.

## Vedlegg 3: Om rensetiltak i landbruket

### *Permanente vegetasjonssoner*

Permanente vegetasjonssoner kan anlegges langs bekkeløp og innsjøer, rundt kummer, i forsengkninger, og for å dele opp lange hellingslengder i skrånende terreng. Vegetasjonssoner reduserer partikkel- og fosfortapet ved å øke sedimentasjon av partikler og dermed redusere avrenning av partikulært fosfor. I tillegg vil vegetasjonssonen ha større infiltrasjonskapasitet enn ovenforliggende åker, noe som reduserer andelen overflatevann. Fosforreduksjonen er også knyttet til opptak av fosfor i vegetasjon. Vegetasjonssoner bidrar også til å redusere risikoen for kjøreskader og utrasing av bekkeskråninger. Effekten på rensing av overflateavrenning fra jordbruksarealer i vegetasjonssoner er dokumentert i omfattende forsøksserier (Syversen 2002, Syversen 2003, Syversen N. and H. Borch 2005).

Forsøkene knyttet til renseeffekt av overflatevann som renner gjennom vegetasjonssoner, ble utført i fire forsøksfelt i Akershus og Østfold fylker i perioden 1992-2001 (Syversen, 2002). I forsøkene ble det studert renseeffekt i forhold til bredde på vegetasjonssonen, mengde overflatevann inn i vegetasjonssonen, sesongvariasjon og vegetasjonstype. Forsøkene ble utført i felt med både naturlig og simulert avrenning inn i vegetasjonssonen. Renseeffekt for fosfor (i%) etter både naturlig og simulert avrenning varierte fra 42-96%, og økte med økende bredde av vegetasjonssonen. Samme renseeffekt for partikler var 55-97%. Det ble ikke funnet forskjell i renseeffekt (i%) mellom sommer og vinter. Renseeffekten målt i mengde ble funnet å være 15-35 ganger høyere om vinteren. Kraftig avrenning om vinteren førte til høy partikkeltransport, men en betydelig andel av dette sedimenterte i vegetasjonssonen, slik at renseeffekten i% tilnærmet ble den samme sommer som vinter.

Renseeffektene referert over viser stor variasjon. Dette gjelder også forskjellige forsøksfelt med samme bredde på vegetasjonssonen. Dette skyldes i hovedsak variasjon i stedsspesifikke forhold som total belastning inn i vegetasjonssone, vegetasjonstype, helningsgrad og jordtype (Syversen, 2002). Jordtype har stor betydning for effekten da silt- og sandfraksjoner sedimenterer lettere enn leirfraksjoner. Tabell 9 viser de nyeste resultater på renseeffekt i% og årlig spesifikk tilbakeholdelse av fosfor, partikler og organisk materiale etter en 5 m bred vegetasjonssone på Mørdre forsøksfelt (Nes kommune, Akershus) og en 5 og 10 m bred vegetasjonssone, Grorud forsøksfelt (Vestby kommune, Akershus). Laveste tall i% fra Grorud representerer 5 m bredde på vegetasjonssonen, mens laveste tall for spesifikk tilbakeholdelse representerer 10 m bredde.

*Tabell 1. Renseeffekt og spesifikk tilbakeholdelse av fosfor, partikler og organisk stoff i vegetasjonssoner.*

Mørdre (1992-93 og 1997-2003)	Fosfor	Partikler	Org. mat.
Renseeffekt (%)	63	75	74
Årlig spesifikk tilbakeholdelse (g/m <sup>2</sup> år)	1,4	1962	117
Grorud (1992-99)			
Renseeffekt (%)	76-89	81-91	83-90
Årlig spesifikk tilbakeholdelse (g/m <sup>2</sup> år)	1,5-1,6	860-990	85-100

Renseeffekt (i%) øker i de fleste tilfeller med økende bredde, mens renseeffekt pr. arealenhet avtar med økende bredde, - dette fordi renseeffekten er størst i de øverste delene av vegetasjonssonen. Effekten av vegetasjonssonen varierer også avhengig av feltspesifikke forhold som topografi, jordtype, avrenningsintensitet, avrenningstype og vegetasjonstype. Resultatene viste liten forskjell i renseeffekt for partikler og fosfor med vegetasjon med trær kontra bare grasvegetasjon. Resultatene viser imidlertid at et tett feltsjikt (grasdekke) er av størst betydning for sedimentasjonseffekten. Det er satt i gang videre forsøk hvor effekt av ulike typer vegetasjon i forhold til renseeffekt, undersøkes.

I forsøksfeltene ble ikke vegetasjonssonene høstet. Høsting av vegetasjonssonen med fjerning av gras vil hindre utfrysing av fosfor om vinteren. Forsøkene viste imidlertid at andelen løst fosfor (fra f.eks. utfrosset plantemateriale) var svært liten. Høsting av vegetasjon vil forhindre at det danner seg et busksjikt som skygger ut feltvegetasjonen, og gi bedre lystilgang og et tettere vegetasjonsdekke, som igjen øker sedimentasjon.

I nedbørfeltet til Vansjø er det innført tilskudd til 10 m brede vegetasjonssoner. Erfaringene fra Morsa vassdraget viser at grunneierne gjør avtaler seg i mellom om høsting av arealet, og graset går til forproduksjon.

Jordbruksarealene i nedbørfeltet til Årungen har forholdsvis lange hellinger, og i deler av nedbørfeltet er gradientene bratte. Jordtypene er dominert av marine avsetninger med lett eroderbare jordtyper, og har dermed generelt stor overflateavrenning.

### *Fangdammer*

Anleggelse av fangdammer i nedbørfelt med stor avrenning av partikler og fosfor har i en rekke studier vist seg å være et effektivt tiltak for å redusere totale fosfortilførsler til innsjøer (Braskerud et al., 2005). Størst innvirkning på effekt har faktorer som fangdammens størrelse i forhold til nedbørfeltareal, andel dyrket mark innen nedbørfeltet, total hydraulisk belastning, og total belastning av partikler og fosfor. Fosforinnhold i øverste jordlag har i så måte stor betydning, der fosfor i stor grad vil tapes i partikkelbundet form ved overflateerosjon. Man vil i de fleste tilfeller få økt effekt av fangdammer ved økende størrelse på denne i forhold til nedbørfeltareal, og i felt med stor andel dyrket mark. Man vil og i de fleste tilfeller få økt total retensjon av fosfor i felt med høy avrenning og høye tap av partikler og fosfor. Høy total belastning av partikler og partikkelbundet fosfor har man vanligvis i felt med en stor andel dyrket mark. I felt dominert av utmarksareal vil man i de fleste tilfeller ha lavere tap, og følgelig lavere belastning i fangdammen.

Faktorer som innvirker på retensjon av fosfor i små konstruerte våtmarker (fangdammer) er forøvrig beskrevet i detalj av Braskerud (2002). Effekten av fangdammer er vurdert ut fra resultater fra forsøk utført i fangdammer med areal tilsvarende 0,06-0,4% av nedbørfeltets totalareal over perioder på 3-7 år. Studien ble utført i 4 forsøksanlegg, lokalisert i Akershus, Østfold, Sør-Trøndelag og Rogaland. Tilbakeholdelsen av fosfor var 21-44% av totale tilførte mengder (relativ retensjon), tilsvarende en total retensjon på 20-39 kg P/år. Dette på tross av en relativt stor hydraulisk belastning (gjennomsnittlig 0,7-1,8 m<sup>3</sup>/dag). Fangdammer har generelt størst effekt på partikkelbundet fosfor, og relativt liten effekt på løst fosfor. I forsøkene ble det funnet en gjennomsnittlig tilbakeholdelse av partikkelbundet P på 45%, og tilbakeholdelse av løst P på 5%.

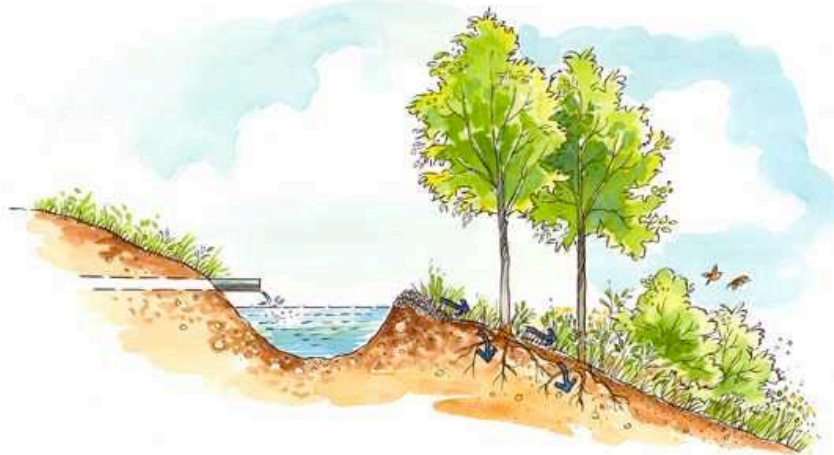
Resultatene som er presentert ovenfor indikerer at man ved anleggelse av fangdammer bør prioritere områder med relativt stor belastning av partikler og partikkelbundet fosfor. Tiltaket vil i så måte være høyst aktuelt i områder med stor andel dyrka mark og høye partikkel- og fosfortap, da fangdammer viser stor retensjon av partikler og partikkelbundet fosfor. Andel dyrket mark i nedbørfeltet har også stor betydning. Man vil i de fleste tilfeller oppnå større effekt per fangdamareal og større total retensjon i områder med høy andel dyrket mark. Nedbørfelt med stor andel utmarksareal og skogsområder vil følgelig gi lavere effekt av en etablert fangdam.

For områder med større andel løst P og fosfor på mindre partikler kan ekstra rensiltak etableres med Leca-filter. Planlegging av et pilotforsøk med Leca-filter som et ekstra rensiltak etter en fangdam i Støabekken er satt i gang, og er planlagt ferdig etablert innen vekstsesongen 2007. Slike filtre kan være spesielt egnet ved lav vannføring, spesielt om sommeren, hvor det i mange tilfeller er en økt utlekking av løst fosfor fra fangdammer på grunn av reduserende forhold, som fører til at fosfor frigjøres fra sedimentet (Hauge, 2006). Det foreligger ennå ikke målinger på effekten av slike rensesseng. Effekten vil antakelig være størst ved lav vannføring.

### *Leca-filter for grøftevann*

Nedbørfelt med stor andel utmark girforholdsvis lav effekt av fangdammer, da slike felt i stor grad vil domineres av relativt store vannmengder med generelt lave fosforkonsentrasjoner. Arealkravet til

fangdammen (0,06-0,4% av nedbørfeltets totalareal) vil også være betydelig i slike store nedbørfelt. På bakgrunn av dette er det for slike områder behov for alternative renseløsninger direkte rettet mot avrenning fra jordbruk. For flate arealer med lite overflateavrenning, og på jorder med høye P-AL tall bidrar grøftevannet med store deler av fosforavrenningen. Rensing av grøfteavrenning er derfor et tiltak som kan gi nye muligheter i tillegg til de nåværende rensesystemer. Det er tidligere gjennomført forsøk med filtermaterialer (Leca-kuler) i stedet for drenerør og resultatene viste en tilbakeholdelse av fosfor på 40-90%. For å redusere anleggskostnadene er det nå satt i gang et pilotforsøk i nedbørfeltet til Vestre Vansjø der en tester muligheten for å redusere filteret til utløpet av samlegrøftene. Forsøkene med pilotanleggene er imidlertid akkurat startet, og en vil få et klarere bilde av hvordan disse anleggene skal konstrueres og effekten av de i løpet av de nærmeste årene.



Figur 1. Prinsippskisse av rensing av grøftevann gjennom en vegetasjonssone

### Tiltak i bekkeløpet

I en åpen bekk er det ulike prosesser som påvirker konsentrasjonen av fosfor. Erosjon i bekkeskråninger og punktutslipp bidrar til å øke konsentrasjonen, mens tilførsler av skogsvann, veiavrenning og sedimentasjon i de fleste tilfeller vil bidra til å redusere konsentrasjonen.

Erosjon i bekkeskråninger og bekkeløp kan i noen tilfeller bidra betydelig til de totale mengder partikler som tilføres bekkevannet. I England er det målt at ca. 10% av jordtapet fra små jordbruksdominerte nedbørfelt skyldes erosjon i bekkeskråninger (Walling et al., 2002). Danske målinger i 90 små bekker viste et gjennomsnittlig jordtap på 11 mm/år i bekkeskråningen (Laubel et al., 2003). De viste at erosjon i bekkeskrentene avhenger av skråningshelling, vegetasjonsdekke, overheng og vannets kraft. Fosforinnholdet i de danske bekkeskråningene var på nivå med innholdet i jordbruksjorda (0,64 g P/kg) og fosfortapet i bekkeskråningen tilsvarte 0,023-0,028 kg P/daa fordelt på hele nedbørfeltet. Til sammenligning var fosfortapet for tilsvarende nedbørfelt totalt 0,058 kg P/daa. Det vil si at erosjon i bekkeskråningene utgjorde om lag 40% av P-tapene. For norske forhold, hvor fosfortapene i mange områder er betydelig større (3-6 ganger), vil erosjon i bekkeskråninger tilsvarende de danske målingene utgjøre 5-15% av det totale fosfortapet. Det er generelt lite kunnskap om betydningen av disse prosesser under norske forhold, men det er dokumentert at erosjon i bekkeløpene er en viktig kilde til partikkeltap (Vandsemb et al., 2003). Bogen et al. (1993) har vist at naturlig erosjon utgjør 55% av erosjonen i Leira, mens jordbrukets bidrag kun er 45%. Naturlig erosjon

er særlig stor i leirjordsområder. Resultatene det refereres til kan ikke brukes til å kvantifisere betydningen av naturlig erosjon i Årungen. I erosjonsutsatte bekkeløp anbefales likevel slake bekkeskråninger (>1:3) for å stabilisere jorda, samtidig som man opprettholder permanent vegetasjonsdekke i kantsonene. Steinsetting og bygging av terskler er også mulige tiltak for å redusere erosjon i bekkeskråninger. Det er ikke mulig på generelt grunnlag å vurdere effekten av slike tiltak.

Åpning av bekkelukninger gjennomføres som et kulturlandskapstiltak. Tiltaket vil gi økt risiko for erosjon i bekkeskråninger, men til gjengjeld også økt mulighet for retensjonsprosesser, f.eks. endring i redoksforhold med etterfølgende utfelling av fosfor som er løst ut under reduserende forhold i jorda. I lukkede grøfter vil reduserende forhold dominere, mens ved lufting av vannet i åpen bekk vil oksiderende forhold føre til utfelling av fosfor med jern. Dessuten vil åpning av bekker gi mulighet for sedimentasjon og opptak av fosfor i vegetasjon. Det er stor usikkerhet knyttet til effekten av disse prosessene på det totale fosfortapet. Riktig oppbygging av bekken (helling på skråningene, vegetasjonsdekke og meandrering) påvirker resultatet.

### *Avskjæringsgrøfter og inntakskummer*

Det kan forekomme stor erosjon i vannveier på arealer der det tilføres mye vann fra ovenforliggende arealer. Erosjon og graving i forsenkninger skjer ofte i slike situasjoner. Tiltak for å hindre slike prosesser omfatter etablering av avskjæringsgrøfter slik at skogsvann ledes utenom jordbruksarealene. En annen mulighet er å installere inntakskummer for overflatevann slik at vannet ledes i lukket grøft før det begynner å grave. Utforming og vedlikehold av slike anlegg er avgjørende for effekten, og i mange tilfeller vil erosjon rundt kummer med dårlig vedlikehold bidra til økt partikkelavrenning. Overflateavrenning fra arealer som ligger langt fra bekk eller åpent vann kan være direkte forbundet med bekken via inntakskummer for overflatevann. Tiltak rundt kummene, f.eks. vegetasjonssoner og fangdammer, kan bidra til å redusere risikoen. Det foreligger få målinger av effekter av disse tiltakene, da de avhenger av lokale forhold, nedbørfeltstørrelse, terrengform og jordtype på hvert enkelt jorde. Effekten må vurderes i hvert enkelt tilfelle, men som eksempel kan en anta at graving rundt en kum per 50 dekar utgjør 2,5 tonn jord. Da vil erosjonen svare til 50 kg jord/daa.

## Vedlegg 4: Endringer i utslippsberegning og gjennomførte tiltak for spredt avløp og offentlig avløpsnett etter 2003

---

### *Offentlige avløpsnett*

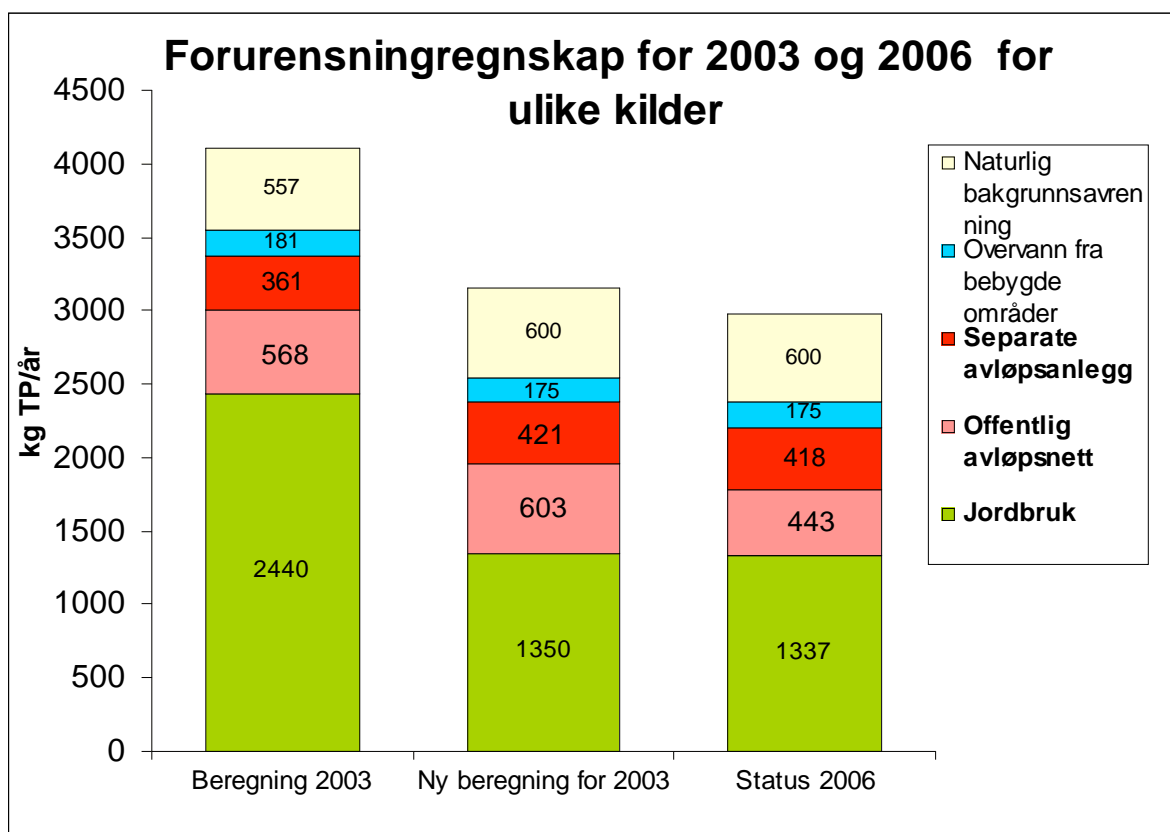
I tiltaksanalysen for Årungen i 2003 ble det beregnet et utslipp på 275 kg P/år fra avløpsnettets. Ny status for 2003 gir 250 Kg P/år. Det forventes at saneringsarbeidet ved Campus som startet i 2004 gav en halvering av utslippene innen utgangen av 2006. Nytt for beregningen av utslipp fra UMB er også at en tredjedel av nødoverløp ved Campus tilskrives belastning av avløpsvann fra avløpsnettets til Ås kommune. Status for utslipp fra Campus pr. 01.01.2007 er 115 kg P/år.

Utslipp fra kommunalt avløpsnett i Ås kommune er omtrent uendret siden 2003. Tiltak påbegynnes i 2007. I Ski kommune har beregnet utslipp økt fra 237 til 261 kg P/år fra 2003 til 2005. For Frogn kommune er estimatet for utslipp i 2003 økt fra 22 til 44 kg P/år. Som følge av tiltak i 2005 og 2006 forventes det at status nå er 22 kg P/år. Det er spesielt stor usikkerhet til disse tallene. Det bør gjennomføres nye beregninger for tilførsler, både før og etter tiltak.

### *Separate avløpsanlegg*

I 2003 ble det registrert 368 avløpsanlegg i nedbørfeltet, mens det i 2006 er registrert 427 anlegg. Hovedgrunnen til økningen skyldes at antall registrerte anlegg i Frogn økte fra 80 til 123 anlegg etter en fullstendig registrering i 2004. I tillegg er det også registret nye avløpsanlegg i Ås kommune. Dette har medført at beregnet utslipp for 2003 har økt. Fra 2003 til 2006 er utslippsnivået omtrent uendret. Som nevnt i kapittel 8.3 forventes det at de fleste tiltakene for mindre avløpsanlegg vil bli gjennomført innen 2011.





Figur 1. Oversikt over beregninger av tilførsler av total fosfor. "Beregning 2003" er beregninger fra tiltaksanalysen i 2003. "Nye beregninger for 2003" er beregninger som er utført i forbindelse med denne rapporten.

Av figur 1 fremgår det at det modellen som ble benyttet for å beregne jordbruksavrenningen i 2003 gav vesentlig høyere tall for fosfor enn modellen som er benyttet i denne rapporten. For avløpskildene er det en liten økning som følge av oppdaterte registreringer og beregninger. De eneste tiltakene som gir klar reduksjon er avløpstiltak på Campus i Ås og Frogn.

## Vedlegg 5: Innsjøinternt tiltak - utfisking av gjedde for å bedre vannkvaliteten i Årungen

---

Som nevnt i innledningen er innholdet av alger for høyt i Årungen. Primærårsak til dette er for høye tilførsler av næringssalter (fosfor) til innsjøen. Erfaring fra andre innsjøer i på Østlandet viser at algeproduksjon og algemengder fortsetter å være høyt selv om tilførselen av næringssalter blir redusert. Det er i denne sammenheng manipuleringen av fiskesamfunnet kommer inn som et ekstra tiltak for å få ned algemengden i innsjøen.

Karpefisker er dominerende fisk i Årungen. Det er to forhold som gjør at mortens aktivitet virker uheldig: Det ene er at morten spiser organisk stoff i bunnsedimentene. Dette gjør at næringssaltet fosfat transporteres opp i vannmassene og gjøres tilgjengelig for algene. Det andre uheldige forholdet er at morten spiser av de mest effektive algeetende dyreplanktonartene som f.eks store *Daphnia*-arter. En reduksjon i den totale mengden av mort (og andre karpefisker) kan dermed gi en bedre vannkvalitet i Årungen.

For å redusere bestanden av morten (og andre karpefisker) har Ås kommune valgt å tilrettelegge for å øke bestanden av abbor og gjedde ved å fiske hardt på store gjedder. Dette er valgt fordi store gjedder er betydelige predatorer på mellomstor abbor og mindre gjedder. Ved å fiske ut de store gjeddene er det derfor gode muligheter for å øke rekrutteringen både til gjeddebestanden og til bestanden av mellomstor abbor. Økt gjedde- og abborbestand kan i sin tur føre til økt predasjon på mort (se vedlegg 6).

Det antas at effektene av biomanipuleringen er avhengig av at næringstilførselen til innsjøen ikke blir for stor. Biomanipulering som et tiltak skal kombineres med tiltak for å redusere fosfortilførsler fra nedbørfeltet. For mer omtale henvises det til vedleggene i "Årsrapporten for Årungenvassdraget 2003 og 2004"