

Forurensningsregnskap for Ringerike kommune



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Forurensningsregnskap for Ringerike kommune	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	Prosjektnr. Undemr. O-15018 - 6873	Sider Pris 68
Forfatter(e) Lindholm, M., C. Vogelsang, A. Engebretsen, S. Kværnø, H.O. Eggested & J.R. Selvik	Fagområde eutrofiering	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Buskerud	Trykket 19.06.2015

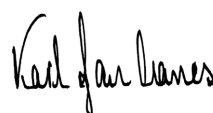
Oppdragsgiver(e) Ringerike kommune	Oppdragsreferanse H.Ø. Sørumshagen
---------------------------------------	---------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten gir en oppdatert gjennomgang av avrenning en av næringsalter til vann og vassdrag i Ringerike kommune, og sammenfatter dataene til et forurensningsregnskap. Det er få tydelige trender i kommunens vassdrag. Mangelfullt datagrunnlag er et problem i vurderingen av vannkjemisk tilstand. Det foretas teoretiske beregninger av fosfor- og nitrogentilførsler til vann, basert på TEOTIL-modellen. Modellen tilsier økt oppmerksomhet knyttet til tilførsler fra små nedbørsfelt i lavereliggende og urbane deler av kommunen, og setter rammen for en mer detaljert databasert gjennomgang av utslippene fra henholdsvis kommunalteknikk og landbruk. Tilførsler fra kommunaltekniske anlegg (RA) skyldes særlig spillvann assosiert med overløp og lekkasjer, mens RA selv i hovedsak holder høy standard. Mye fremmedvann på ledningsnettet på Nakkerud RA vil ventelig også i fremtiden være en utfordring. Avrenning fra jordbruk er betydelig. Fosforverdiene i jorda er trolig fortsatt høyere enn nødvendig, men lettøselig fosfor viser en svak nedgang siden 2007. Særlig Sokna tilføres mye næringsalter fra jordbruk. Diffus avrenning av fosfor fra jordbruksarealer har økt med 12 % siden 2007, og er trolig assosiert med andelen utsatt/reduert jordbearbeiding har gått ned med 40 %. Nitrogen-avrenningen har blitt noe redusert.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> vannkvalitet forurensningstilførsler egnethet tiltak 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> water quality pollution inputs suitability abatement
--	--



Markus Lindholm
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder

Forurensningsregnskap for Ringerike kommune

Forord

Denne rapporten gir en oversikt over forurensningskildene til vann i Ringerike kommune, identifiserer problemområder, og vurderer tilstanden sammenlignet med forrige forurensningsregnskap, fremlagt i 2008. Utredningen er den tredje i rekken av forurensningsregnskap for Ringerike kommune, som begynte i 1997.

Rapporten bygger på data og informasjon fra flere ulike kilder. Foruten egne data fra NIVA og BIOFORSKs databaser, har data fra Vannmiljø og Vann-Nett vært særlig viktige.

Alexander Engebretsen, Sigrun Kværnø og Hans Olav Eggested (BIOFORSK) har hatt ansvar for kapitlene om jordbruk. Christian Vogelsang (NIVA) har foretatt utredningene om avløp og kommunalteknikk og John Rune Selvik (NIVA) er ansvarlig for TEOTIL-beregningene. Markus Lindholm, NIVA, har utarbeidet øvrig tekst, gått igjennom vannkjemiske data for kommunens hovedvassdrag, klassifisert dagens vannkjemiske tilstand og har vært ansvarlig for ferdigstilling av rapporten. Torleif Bækken, NIVA har kvalitetssikret arbeidet.

Fra Ringerike kommune har Hildegunn Østerbø Sørumsdalen, Ingrid Strømme og Jostein Nybråten bistått med innspill, råd og kompletterende informasjon.

Vi håper at rapporten kan bli et nyttig verktøy i det videre forvaltningsarbeid med kommunens vannressurser, og takker alle bidragsytere for godt samarbeid.

Oslo, 19. juni 2015

Markus Lindholm

prosjektleder

Innhold

1. Sammendrag	6
2. Bakgrunn	7
2.1 Hva er et forurensningsregnskap?	9
2.2 EUs Vanndirektiv og vassdragene i Ringerike kommune	10
3. Vassdragene i Ringerike kommune	12
3.1.1 Øvre Begna – Sperillen	12
3.1.2 Sokna	14
3.1.3 Ådalselva (Nedre Begna)	15
3.1.4 Randselva	16
3.1.5 Storelva	17
3.1.6 Steinsfjorden	18
3.1.7 Tyrifjorden	19
3.1.8 Nordmarka (Storflåtan)	20
4. Tilførselsberegninger - TEOTIL	21
4.1 Avløpsanlegg, spredt avløp og industri	22
4.2 Landbruk	24
4.3 Naturlig bakgrunnsavrenning	24
4.4 Tilførsler til de enkelte hovedvassdragene	25
4.4.1 Lokal teoretisk vannkjemisk tilstand	26
4.5 Akkumulerte tilførsler	28
4.6 Konklusjon TEOTIL	29
5. Kommunale avløp og rensesystemer	30
5.1 Innledning	30
5.2 Utslipp fra de kommunale renseanleggene	30
5.2.1 Overholdelse av kravene i utslippstillatelsen ved renseanleggene	31
5.2.2 Utslipp av organisk stoff og tot-N fra renseanleggene	32
5.2.3 Overløp på renseanleggene	33
5.2.4 Gjennomførte tiltak og endringer i utslippene over perioden 2005-2013	34
5.2.5 Utslipp på grunn av feilkoblinger, lekkasjer på avløpsnettet og overløp på lokale pumpestasjoner på ledningsnettet	36
5.2.6 Avrenning av overvann fra tette flater (byområder) via det separate overvannsnettet	38
5.2.7 Samlet utslipp fra det kommunale avløpssystemet	40
5.3 Utslipp fra spredt avløp	40
6. Tilførsler fra jordbruket i 2014	44
6.1.1 Metode og datagrunnlag	44
6.1.2 Generelt om jordbruket i Ringerike	45
6.1.3 Arealavrenning	46
6.1.4 Avrenning fra gjødsellagre	47
6.1.5 Avrenning fra siloanlegg og melkerom	48

6.2 Samlet oversikt over avrenningen fra jordbruket i 2014	48
7. Egnethetsvurderinger	49
7.1 Klassifisering av brukerinteressene	49
7.1.1 Bading, rekreasjon, båtliv	49
7.1.2 Jordvanning	50
8. Forslag til tiltak	52
8.1 Kommunaltekniske tiltak	52
8.2 Tiltak i landbruket	52
8.2.1 Arealtiltak i jordbruket	52
8.3 Fosfor i jord	55
8.4 Oppsummering av gjennomførte tiltak i landbruket 2007-2014	56
8.4.1 Effekter av nye tiltak – å vårpløye alt vårkorn	57
8.4.2 Effekter av nye tiltak – å legge om alt høstkorn til vårkorn med vårpløying	58
8.4.3 Kostnadseffektivitet	58
9. Konklusjoner	59
10. Litteratur	60
11. Vedlegg	62

1. Sammendrag

Rapporten gir en oppdatert gjennomgang av avrenning en av næringssalter til vann og vassdrag i Ringerike kommune, og sammenfatter dataene til et forurensningsregnskap. Det gis en gjennomgang av vannkjemisk tilstand i kommunens viktigste vassdrag, der situasjonen sammenlignes med verdiene fra forrige rapport, publisert 2008. Det er få tydelige trender, men tegn tyder på svakt fallende nitrogen-konsentrasjoner i Ådalselva, Randselva og Storelva. Mangelfullt datagrunnlag er imidlertid et tilbakevendende problem i vurderingen av vannkjemisk tilstand. Det foretas teoretiske beregninger av fosfor- og nitrogentilførsler til vann, basert på TEOTIL-modellen. Modellen tilsier økt oppmerksomhet knyttet til tilførsler fra små nedbørsfelt i lavereliggende og urbane deler av kommunen, og setter rammen for en mer detaljert databasert gjennomgang av utslippene fra henholdsvis kommunalteknikk og landbruk. Tilførsler fra kommunaltekniske anlegg (RA) skyldes særlig spillvann assosiert med overløp og lekkasjer, mens RA selv i hovedsak holder høy standard. Mye fremmedvann på ledningsnettet på Nakkerud RA vil ventelig også i fremtiden være en utfordring. Avrenning fra jordbruk er betydelig, og fosforverdiene i jorda er trolig fortsatt høyere enn nødvendig. P-AL-tallene, som gir et mål for konsentrasjonen av fosfor i jordsmonnet, viser en svak nedgang siden 2007. Særlig Sokna tilføres mye næringssalter fra jordbruk. Diffus avrenning av fosfor fra jordbruksarealer har økt med 12 % siden 2007, og er trolig assosiert med andelen utsatt/reduert jordbearbeiding har gått ned med 40 %. Nitrogen-avrenningen har blitt noe redusert.

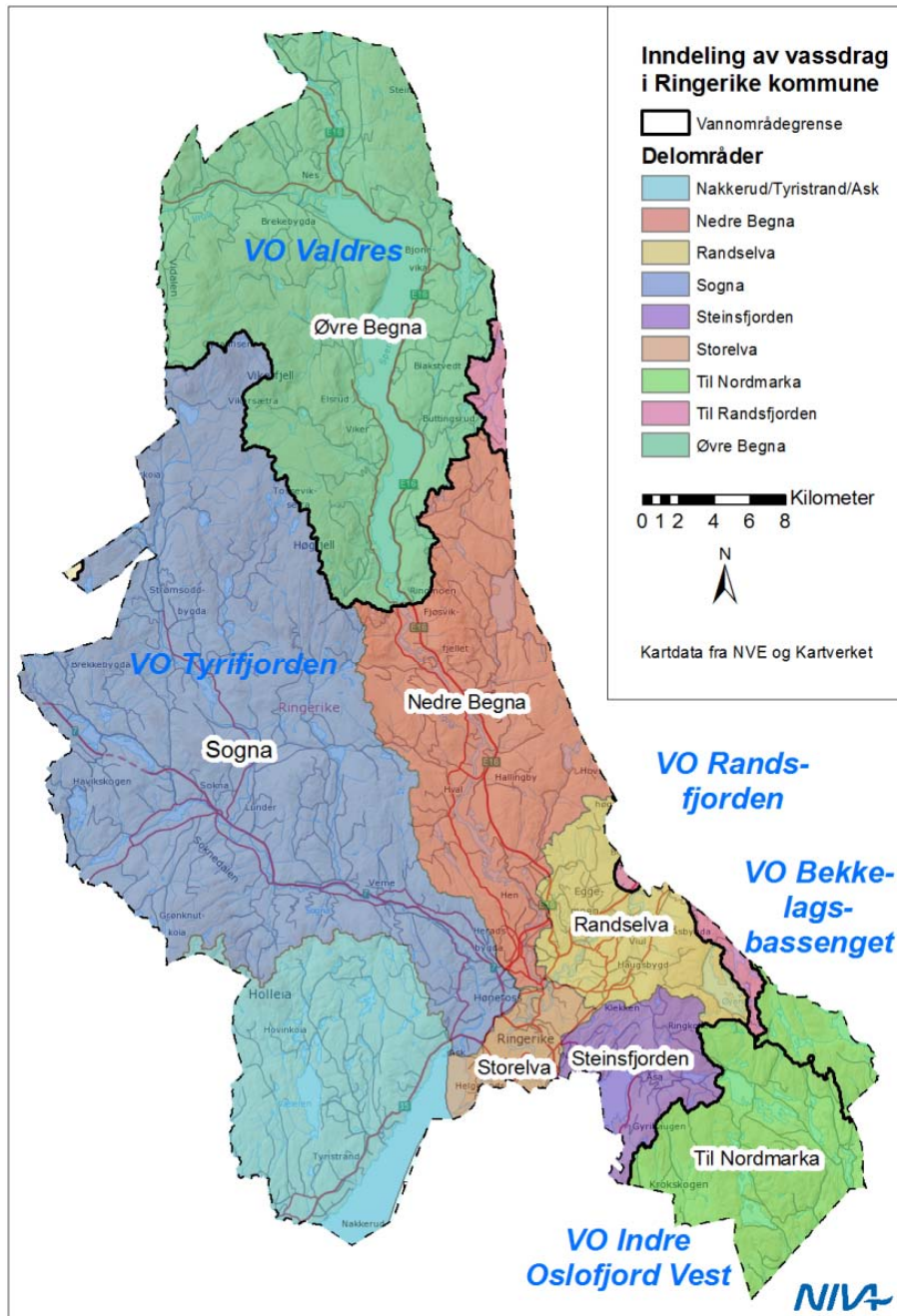
2. Bakgrunn

Ringerike kommune skal revidere sin Hovedplan avløp. I den anledning har Norsk Institutt for Vannforskning/NIVA hatt i oppdrag å sette opp et forurensningsregnskap for kommunen. Oppdraget er en oppfølger til forurensningsregnskapene som ble satt opp i 1997 (Borgvang m.fl. 1997) og 2008 (Lindholm m.fl. 2008).

Det har vært gjennomført tiltak i etterkant av de første to utredningene, i tillegg til bruksendringer knyttet til andre drivere, og i sum gjør dette at det er behov for å se status for dagens tilførsler av næringssalter til kommunens vannmiljø, og foreta en sammenligning med tidligere data.

I det foreliggende forurensningsregnskapet har vi søkt å kombinere to ganske ulike forklaringsrammer - Vannforskriften og kommunal forvaltning. Vannforskriften er en følge av Norges forpliktelser i forhold til EUs Vanddirektiv, og ser helt bort fra administrative eller forvaltningstekniske grenser. Vannforskriften tilstreber tvert om å bryte ned slike hindre, for å etablere en "helhetlig", dvs nedbørsfeltbasert forvaltning av vår blå naturarv. Men samtidig har lokal forvaltning et klart behov for å beregne omfanget av forurensning de bidrar med innen kommunens grenser. Vi har søkt å kombinere disse to innfallsvinklene ved å beholde inndelingen i de samme åtte hovedvassdragene i Ringerike kommune som er brukt i tidligere rapporter. Dermed er det lettere for leseren å sammenligne resultatene fra rapport til rapport. Men mens vi tidligere brukte SFTs klassifiseringssystem for miljøpåvirkning, har vi samtidig nå lagt Vannforskriftens kriterier for vannkvalitet og økologisk tilstand til grunn.

De åtte hovedvassdragene er (**Figur 1**) Sperillen, Sokna, Ådalselva, Randselva, Storelva, Tyrifjorden ("Nakkerud/Tyristrand/Ask"), Steinsfjorden og Nordmarka. Dagens vannkvalitet i hvert vassdrag er vurdert, primært på grunnlag av data fra Vannmiljø og Vann-Nett, supplert med informasjon fra Ringerike kommune, Fylkesmannen i Buskerud og egne data. Vi har sett etter trender og endringer over tid. De viktigste kildene til næringsstoffer og organisk stoff i vassdrag – ved siden av naturlige kilder – er kommunale og private avløp, landbruk og industri. Med utgangspunkt i dette har vi beregnet tilførslene til de åtte vassdragsområdene, og pekt på særlig viktige kilder.



Figur 1. Ringerike kommune har delt inn sitt vannmiljø i åtte vassdragsområder. De tilhørende Vannområdene er også markert.

2.1 Hva er et forurensningsregnskap?

Et forurensningsregnskap er en beregning av tilførslene av fosfor og nitrogen fra ulike kilder til et vassdragsområde. Økte tilførsler av slike plantenæringssalter har vært en hovedkilde for vannforurensning i mange land, knyttet til eutrofiering, gjengroing, oksygensvinn og økt forekomst av uønskede blågrønnalger (**Figur 2**). Det er derfor et sentralt anliggende for miljøforvaltningen å få kontroll over slike tilførsler. Regnskapet identifiserer forventede konsentrasjoner av næringssalter, basert på naturlige bakgrunnskonsentrasjoner, og setter opp kjente tilførsler fra ulike antropogene kilder. Kunnskapen gjør det lettere å identifisere de ulike kildene, og gir dermed et grunnlag for kost-nytte-beregninger. I tillegg til de tidligere forurensningsregnskapene nevnt ovenfor ble det satt opp et forurensningsregnskap for Buskerud fylke i 2013 (Grootjans m.fl., 2013). De oppga at de totale tilførslene av fosfor og nitrogen fra Ringerike kommune til vann og vassdrag årlig beløp seg til henholdsvis 30,1 og 595,4 tonn per år. Avrenning fra jordbruksarealer ble identifisert som den største kilden for fosfor, og bidro med nesten halvparten av fosfortilførslene, mens naturlige tilførsler ble angitt som største kilde til nitrogen. Rapporten mener at tilførslene fra lokale utslipp har blitt betydelig redusert siden 1998, mens fosfor fra jordbruk og atmosfæriske tilførsler av nitrogen har økt i den samme perioden.



Figur 2. Oppblomstring av planteplankton (her blågrønnalgen *Planktothrix*) i Steinsfjorden, september 2011 (foto S.Haande/NIVA).

Denne rapporten er dermed konsentrert om tot-P, tot-N og organisk stoff. I tillegg kan informasjon om termotolerante koliforme bakterier (TKB), eller aller helst *E. coli*, være nyttig. Forhøyet bakterieinnhold i vassdragene er en indikasjon på utslipp av kloakk eller fersk husdyrgjødsel, fører raskt til forringet vannkvalitet, og kan brukes til å identifisere kilder for utslipp også av tot-P og tot-N.

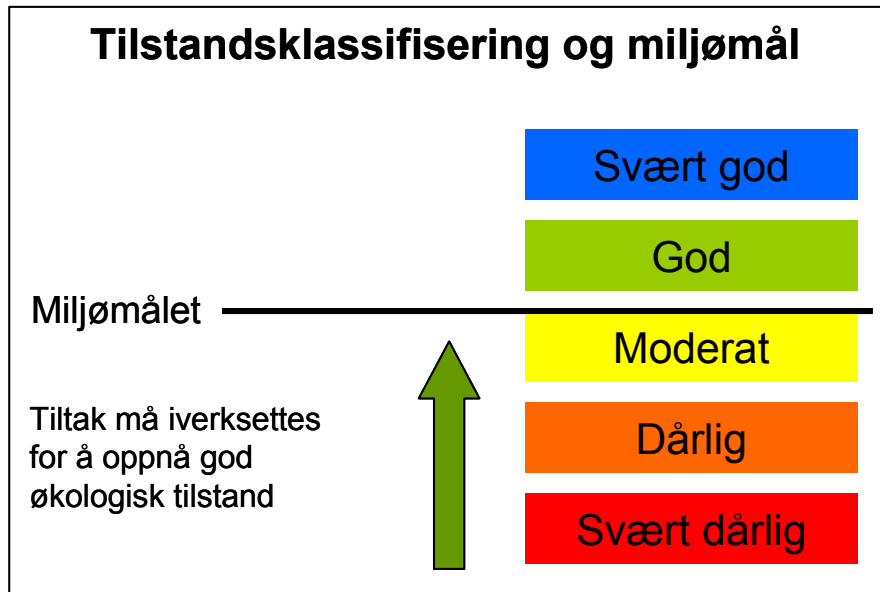
2.2 EUs Vanndirektiv og vassdragene i Ringerike kommune

Statens Forurensningstilsyn satte for tjue år siden opp et klassifiseringssystem for ferskvann som skulle lette arbeidet for lokale myndigheter og forvaltning (Andersen m.fl. 1997). Systemet baserte seg på fem tilstandsklasser (rangert fra ”meget god” til ”meget dårlig”) som alle vann og elver kan tilordnes. Systemet ble lagt til grunn for de to første forurensningsregnskapene på Ringerike. Men siden EUs Vanndirektiv nå er implementert også i Norge ble det bestemt å legge dette til grunn for klassifisering av økologisk tilstand på Ringerike i det nye forurensningsregnskapet. Vanndirektivet har som mål å gi rammer for en helhetlig og samordnet vannforvaltning som sikrer en beskyttelse av vannmiljøet og en bærekraftig bruk av vannforekomstene. Vanndirektivet ble integrert i norsk lovverk i form av ”Forskrift om rammer for vannforvaltningen”, den såkalte Vannforskriften. Denne legger opp til en kunnskapsbasert vannforvaltning i Norge og beskriver detaljert hvordan arbeidet skal gjennomføres nasjonalt, regionalt og lokalt.

En grunntanke er å betrakte vassdrag og innsjøer som hele økosystemer, og ikke la politiske eller administrative grenser vanskeliggjøre igangsetting av tiltak for vannmiljøet. I Norge ble fylkeskommunen tildelt rollen som Vannregionmyndighet. I Ringerikes tilfelle er Fylkeskommunen i Buskerud vannregionsmyndighet for Vest-Viken, som omfatter store deler av deler av kommunens vassdragsnatur. Vannregionene deler opp vassdragene i et antall såkalte vannområder. Disse er ansvarlig for klassifisering av økologisk tilstand og oppdaterte oversikter over påvirkningssituasjonen i de ulike vannforekomstene. De følgende vannområdene er ansvarlig for viktige vannforekomster i Ringerike kommune: VO Valdres, VO Tyrifjorden og VO Indre Oslofjord Vest (i tillegg er VO Bekkelagsbassenget og VO Randsfjorden ansvarlige for enkelte mindre arealer). Vannforekomster er den minste forvaltningsenheten, og beskriver et akvatisk økosystem der rammebetingelsene (høyde over havet, berggrunn, klima; se nedenfor) er vurdert til å være enhetlige fra naturens side. En vannforekomst vil gjerne være en innsjø, en elvestrekning eller et mindre nedbørsfelt.

I forbindelse med omleggingen til EUs Vanndirektiv er det gitt nye kriterier for klassifisering av miljøtilstand i elver og innsjøer. Til forskjell fra SFTs klassifiseringssystem (Andersen m.fl., 1997), er hovedvekten nå lagt på biologiske kvalitetselementer, mens vannkjemiske- og fysiske parametere tjener som støtte. Store deler av klassifiseringssystemet er ferdig, og foreligger blant annet i form av Klassifiseringsveileder 2/2013 (Direktoratsgruppa, Vanndirektivet 2013).

Både høyderegion, breddegrad og berggrunn influerer på vannmiljøet, og dette tar Vannforskriften høyde for. Kalde fjellvann tåler mindre næringssalter enn frodige innsjøer i lavlandet, og også sensitiviteten for pH er ulik. Basert på høydesoner, breddegrad, innhold av kalsium og TOC er det derfor identifisert et forholdsvis høyt antall vanntyper (50 ulike typer av innsjøer og elver) i Norge. Alle vannforekomster i Ringerike kommune er typifisert og tilgjengelige på Vann-Nett (<http://vann-nett.no/>). Når vanntypen er identifisert kan man sette opp forventninger om hvordan vannkjemi og biologi bør være uten menneskelig påvirkning, i form av tot-P, tot-N, eller hvilke samfunn av bunndyr eller alger som vil leve der. Jo mer påvirket vannforekomsten er, desto færre forurensningsfølsomme arter (bunndyr, begroingsalger, vannplanter) vil det være der, samtidig som vannkjemiske nøkkelparametre vil endre seg. Basert på dette er det satt opp fem tilstandsklasser for miljøtilstanden: Svært god (referansetilstand, også kalt "Naturtilstand"), God, Moderat, Dårlig og Svært dårlig, og for hver parameter kan man angi tilstanden i tråd med dette (**Figur 3**).



Figur 3. Økologisk tilstand, med fem definerte klasser "Svært god", "God", "Moderat", "Dårlig" og "Svært dårlig". Tiltak skal settes inn der tilstanden klassifiseres som dårligere enn "God", dvs. under "miljømålet".

Den viktigste grensen i Vannforskriften er overgangen mellom god og moderat tilstand - eller det som kalles miljømålet. Vanndirektivet aksepterer de to økologiske tilstandsklassene "Svært god" og "God", men vannforekomster som har dårligere tilstand enn dette krever igangsetting av tiltak. For lokale miljømyndigheter er det derfor viktig å vite hvorvidt de ulike vannforekomstene ligger over eller under miljømålet. I de tidligere rapportene om forurensningsregnskapet har Ringerikes vassdragsnatur blitt delt inn i åtte vassdrag (av disse er det særlig syv som vil få oppmerksomhet, da det siste, Nordmarka, ikke er utsatt for eutrofiering). Vi har beholdt inndelingen også denne gang, men hentet informasjon fra både Vannmiljø og Vann-Nett for å skaffe til veie en oversikt over økologisk tilstand i hver av vassdragene, og i den forstand beror mye av datagrunnlaget på Vannforskriftens klassifiseringer.

Rapporten innleder med en gjennomgang av hvordan de ulike åtte vassdragsområdene i Ringerike kommer ut i forhold til Vannforskriften. Ikke alle parametere er overvåket, men det finnes data for næringssalter, organisk stoff, tarmbakterier (TKB) og i noen utstrekning pH.

3. Vassdragene i Ringerike kommune

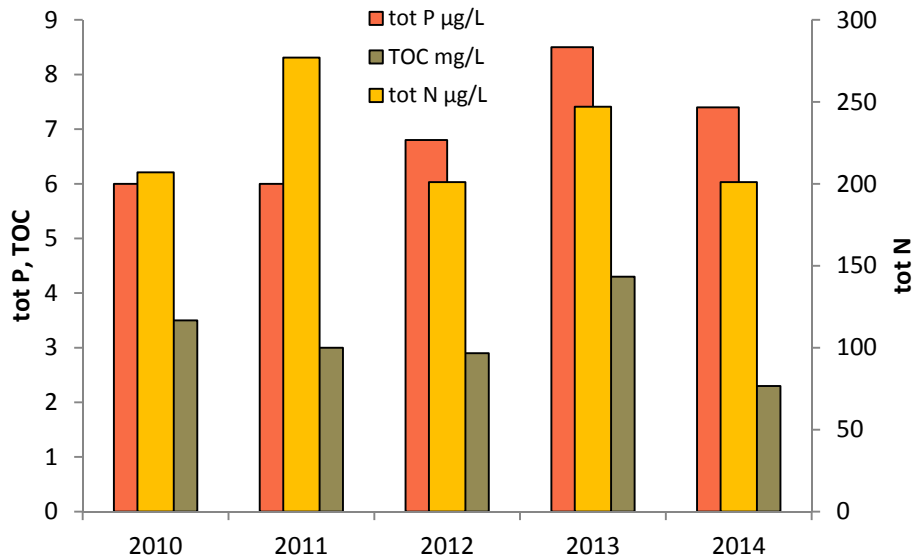
Mange av de nyere overvåkingsdataene som denne rapporten bygger på er hentet ut fra Vannmiljø, og stammer fra overvåking i regi av vannområdene, som er underlagt vannregion Vest-Viken. Data eldre enn år 2000 er supplert med informasjon fra NIVAs databaser. Prøvetakingsfrekvensen har imidlertid vært ujevn, og generelt klart lavere enn det som er nødvendig for å få pålitelige årsverdier. De fleste vassdrag er bare prøvetatt fire ganger årlig eller mindre, og dette gjør at det dessverre ligger mye usikkerhet bak mange av de årlige middelverdiene. Parametrene har vært konsentrert rundt næringssalter, turbiditet og tarmbakterier. For Sperillen finnes kun data for fire år: 1985, 1986, 1988 og 2012.

Det er viktig å være oppmerksom på at det er stor forskjell på elver og innsjøer når det gjelder flere av parametrene som inngår i klassifiseringssystemet. Innsjøer er ofte ganske stabile gjennom året, og et fåtall målinger er gjerne nok til å få et bilde av vannkvaliteten. Elver er annerledes. De reagerer hurtig og forbigående på vannstandsendringer og hendelser oppstrøms i nedbørsfeltet. Kraftige regnskyll etter tørkeperioder vil for eksempel vaske mye næringssalter ut i elva i dagene etterpå. Overvåking av elver er derfor vanskeligere, og 4-6 målinger som midles til et årsgjennomsnitt kan gi et litt for tilfeldig bilde. Om en av målingene er tatt etter kraftig regnskyll vil innholdet av næringssalter være svært høyt, og omvendt lavt i tørkeperioder. Verdiene som presenteres i dette kapittelet er dels robuste, og dels beror de bare på 2 eller 3 målinger.

3.1.1 Øvre Begna – Sperillen

Øvre Begna og Sperillen underligger Vannområde Valdres, og defineres etter Vannforskriften som en «stor, kalkfattig klar elv i skog». Øvre Begna munner ut i Sperillen ved Nes, og nedre deler av vannforekomsten "Begna fra Garthus ned til Sperillen" hører til Ringerike kommune. Berggrunnen er amfibolitter og næringsfattig gneis som forvitrer lite. Dalbunnen gjennom Begnadalen er jevnt bebygget, og det drives atskillig landbruk. Nederst ved munningen til Sperillen ligger det lille tettstedet Nes (ca. 200 innbyggere). Det er noe turisme og opplevelsesferie i området, blant annet knyttet til fritidsfiske i Begna.

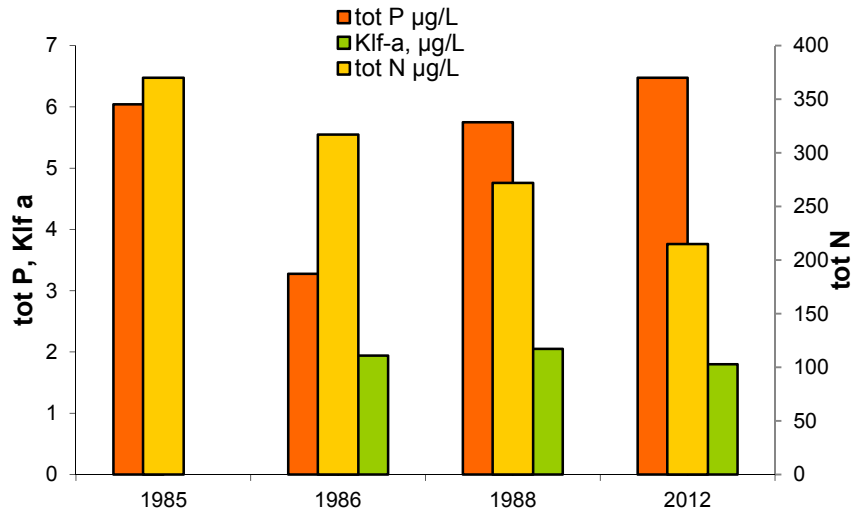
Elva er blitt prøvetatt for vannkjemi siden 2010, fra en stasjon ved Ådal bru. I 2012 ble det også tatt en biologisk prøve av begroingsalger, for å kartlegge vannforekomstens økologiske tilstand. Prøven viste moderat økologisk tilstand (PIT-indeks, som reflekterer graden av eutrofiering, primært knyttet til fosfor). Dette tilsier at Øvre Begna er for sterkt påvirket av næringssalter til å innfri miljømålet. I et forurensningsregnskap står imidlertid de målte konsentrasjonene av fosfor og nitrogen sentralt. Tross en begroingsprøve som altså tilsier et eutrofieringsproblem og et for stort avvik fra naturtilstanden var konsentrasjonene av fosfor og nitrogen lave (**Figur 4**). Vann-Nett oppgir målbare, men små tilførsler av næringssalter fra landbruk, spredt avløp. Også konsentrasjonene av TKB ble overvåket, men bortsett fra en episodisk verdi fra 5.sept 2011 (muligens assosiert med sterk nedbør og avrenning fra fersk husdyrgjødsel) er konsentrasjonene lave, noe som tilsier at tilførslene fra kloakk og gjødselkjellere er små. Lokale fiskeoppdrett i Valdres bidrar også med noen næringssalter. Det finnes et lite renseanlegg med infiltrasjon i grunnen på vestsiden av Begna, i Nes før utløpet i Sperillen. Kommunen har godkjent utslippstillatelse for rensset avløpsvann fra et nytt renseanlegg her, dimensjonert for 650 PE. Det søkes om tillatelse til årlige utslipp av 427 kg fosfor og 2 847 kg nitrogen i form av rensset avløpsvann.



Figur 4. Årlige middelkonsentrasjoner for tot-P, tot-N og TOC for Begna ved munningen til Sperillen (Ådal bru). Nivåene er innenfor det vannkjemiske miljømålet, men bygger på få prøvetakinger, og den biologiske prøven viste "moderat økologisk tilstand".

Den andre større tilløpselva til Sperillen er Urula, der også nedre del ligger i Ringerike kommune. Lenger oppe renner elva gjennom Hedalen, med spredt bebyggelse og noe landbruk. Urula har vært varig vernet siden 1970-tallet, og ansees som nærmest upåvirket. Det finnes overvåkingsdata fra 2012 og 2013 for nedre del av vassdraget, tatt ved Steinbekken, der veien krysser elva. I 2012 ble det også tatt en begroingsprøve her. Denne viste god økologisk tilstand. Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var henholdsvis 3 og 4, og 131 og 131 µg/L, for de to årene, og styrker bildet av et nærmest uberørt vassdrag. Det er noe uregulert bebyggelse langs elva.

Sperillen er en dyp næringsfattig fjordsjø, beliggende 150 moh, med 129 m som største dyp, og et areal på 37 km². Innsjøen er regulert (maksimumregulerings høyde 2,3 m). Sportsfiske etter ørret på Sperillen er populært, og det drives også noe kommersielt fiske. Det finnes flere andre fiskeslag i innsjøen, inklusive gjedde. Langs innsjøen er bosetningsmønsteret spredt. Etter Vannforskriften skal Sperillen klassifiseres som en *stor, kalkfattig klar innsjø*, som har miljømål for tot-P, tot-N og klorofyll a på henholdsvis 9, 400 og 4 µg/L. Det finnes lite overvåkingsdata på disse parametrene. På 1980-tallet ble innsjøen prøvetatt tre år, og i tillegg finnes det en liten dataserie fra 2012. Alle parametrene tilsier at Sperillen har god økologisk tilstand (**Figur 5**). Det kan se ut til at konsentrasjonen av nitrogen har falt siden 1980-tallet, men målingene fra 2012 er for fåtallige til å si noe sikkert. Siktedypet, som gir en enkel pekepinn om mengden av partikler i vannet, ble målt fire ganger i 1988, og ga en middelværdi på 5,1 m. To bekkefelt i Vikerfjell som drenerer til Sperillen har moderat økologisk tilstand, grunnet hyttebygging med delvis utilfredsstillende avløpsløsninger, som bidrar til lokal eutrofiering i disse små vassdragene. Vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen (retensjonstiden) er beregnet til 210 dager, noe som gir betydelig evne til selvrensing. I henhold til info lagt ut på Vann-nett risikerer økologisk tilstand i Sperillen å bli klassifisert som moderat, grunnet forekomst av ørekyte og nylig introduksjon av gjedde. Disse variablene har imidlertid liten relevans for et forurensningsregnskap.

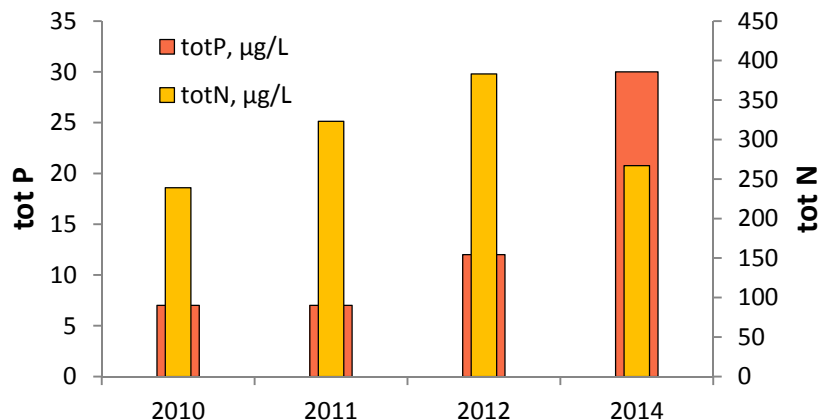


Figur 5. Sperillen: Nøkkeldata for 1985, 1986, 1988 og 2012.

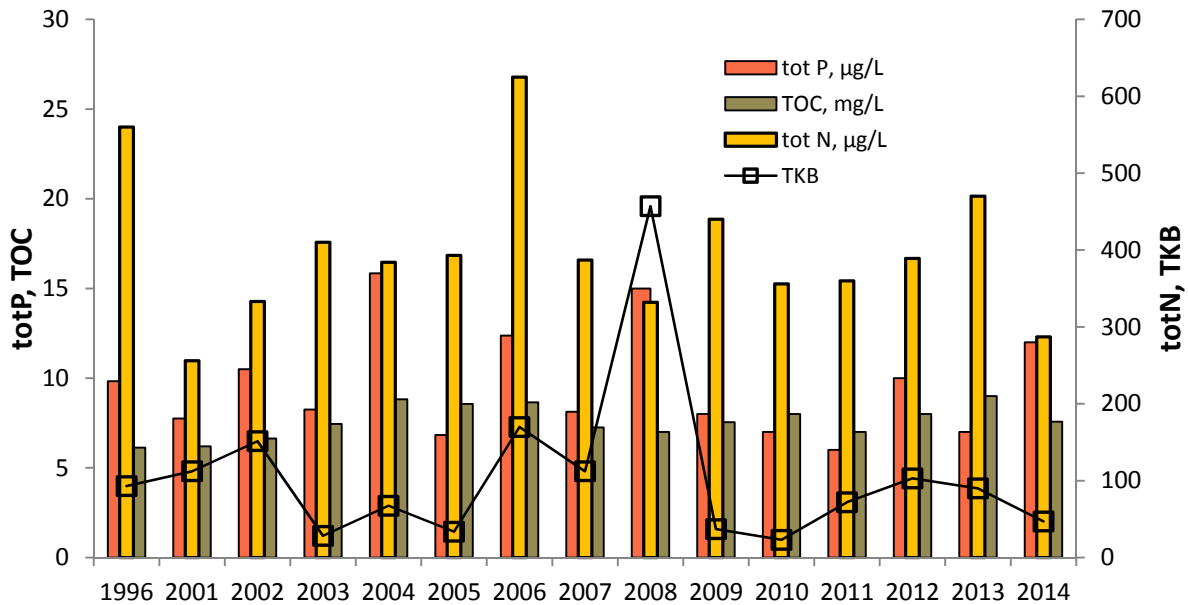
3.1.2 Sokna

Soknas nedbørsfelt er med 624 km² forholdsvis lite, og elva er etter Vannforskriften en «middels kalkfattig, humøs elv i skog». Berggrunnen består av grunnfjell, med marin leire i de lavere delene. I disse områdene drives også intensivt jordbruk. Tettstedet Sokna har 550 innbyggere. Nedre deler av elva er sakteflytende, og vassdraget er tilnærmet uregulert. Når munningen til Tyrifjorden danner elva Karlsrudtangen naturreservat, som er et Ramsarområde med høy vernestatus. Elva har en god ørretstamme, og dessuten gode bestander av elvemusling, og det finnes også noe edelkreps. I nedre deler er elva naturlig leirpåvirket.

Etter Vannforskriften er Sokna del av vannområde Tyrifjorden, og er typifisert som en humøs, kalkfattig elv, som skal ha maksimum 24 µg P og 400 µg N/L for å oppnå god økologisk tilstand. Vannkjemiske nøkkelparametre er blitt overvåket tre steder langs vassdraget. Fra Barnåsbrua finnes det noe data fra de siste år (figur 6). Det er ikke mange prøver fra hvert år, men data fra 2012 og 2014 antyder her en økning av tot-P konsentrasjonen.



Figur 6. Årlige middelerverdier for tot-P og tot-N ved Barnåsbrua i midtre Sokna. Tallene tilsier økende konsentrasjoner av næringssalter, men antallet årlige målinger (4, og 3 i 2014) er for få til å si noe sikkert.



Figur 7. Årlige middelværdier for TOC, TKB og næringsalter i Sokna.

Figur 7 viser vannkjemiske nøkkeldata for perioden 2001 til 2014, samt for 1996. Prøvene er tatt ved Ask bru, nederst i vassdraget. Fosfornivået er innenfor kravet fra Vannforskriften, mens nitrogenkonsentrasjonen enkelte år (feks 2009, 2013) viser moderat vannkjemisk tilstand. TOC konsentrasjonen har hatt en svak økning, som trolig er en del av den generelle økningen av TOC i norske vassdrag, assosiert med redusert sur nedbør, kanskje også knyttet til gjengroing og økt fotosyntese. Innholdet av TKB er variabelt, men jevnt over på samme nivå som i forrige rapport. Enkeltmålingene varierer mye, bl.a. med nedbøren, men indikerer at elva er utsatt for en viss kloakkpåvirkning. Avstanden til Sokna RA er så vidt stor at det er rimelig å se etter andre kilder enn kommunale avløp.

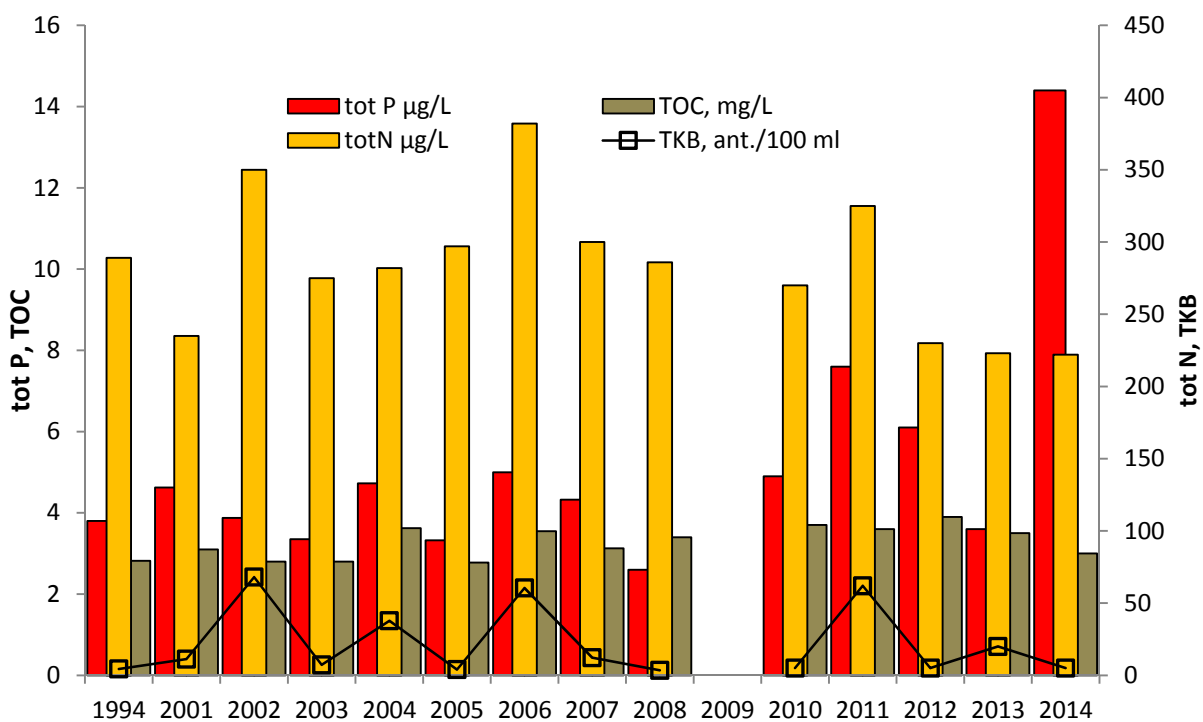
På Vann-Nett oppgis middels høye lokale tilførsler fra landbruk, fra spredt avløp, i tillegg til Sokna RA, og noe avrenning fra vei og jernbane. Dette gjør at Sokna ifølge Vann-Nett likevel ikke imøtekommer kravet om god økologisk tilstand, og tiltak må igangsettes i årene som kommer. Et av landets største sagbruk, Moelven Soknabruket, i nedbørsfeltet. Målinger i Nordmobekken, som drenerer til Sokna, viste 300-500 µg tot-P/L (muntl. info, FMBU).

3.1.3 Ådalselva (Nedre Begna)

Vannforekomsten Ådalselva er etter Vannforskriften en «stor, kalkfattig klar elv i lavlandet», som skal ha maksimum 17 µg tot-P og 475 µg tot-N/L for å imøtekomme Vannforskriftens miljømål. Elva strekker seg fra munningen fra Sperillen til Hensfossen i Hønefoss, og landbruk og tett vegetasjon langs bredden gjør store deler av elvestrengen lite tilgjengelig.

Elva var resipient for Follum Fabrikker, og er fortsatt resipient for Hallingby renseanlegg, som håndterer avløpsvann for 600 pe. Bækken m.fl. (2011) viste at Follum etter 2009 og frem til nedleggelsen (2011/2012) ikke førte til målbare økninger av fosfor, og konsentrasjonene av organisk stoff forsvant hurtig med økende avstand fra utslippspunktet. Ringmoen RA, som har hatt jordinfiltrasjon, ble i 2014 erstattet av et større minirensanlegg, der det gamle anlegget brukes til etterpolering. Vannprøver fra Ådalselva har vært tatt ved Hensfossen. **Figur** viser årlige middelmiddelskonsentrasjoner av tot-P og tot-N for 1994 og for perioden 2001 til 2014 (ingen data for 2009). Det antydes en moderat reduksjon av nitrogenkonsentrasjonene det siste tiåret. Follum fabrikk forårsaket tidligere nitrogenutslipp, men utbedrete rensemetoder reduserte de siste driftsårene utslippene, og de fallende konsentrasjonene kan være knyttet til dette. Fosforkonsentrasjonene viser

ingen tilsvarende trender, men nivåene er lave, bortsett fra 2014. Denne middelveien er imidlertid basert på bare fire målinger, og én av disse (tatt 8.april) målte 38 $\mu\text{g/L}$. Den høye verdien kan være knyttet til lokal flom i dagene forut for prøvetakingen (info fra Yr.no), eller den beror på en feil. Verken turbiditet eller TOC viste noen endringer på det aktuelle tidspunktet. TOC-konsentrasjonene var lave ($< 4 \text{ mg/L}$), og er derfor ikke tatt med. Det ble registrert målbare, men lave konsentrasjoner av TKB, og elva ser ut til å tåle den resipientfunksjonen den har pr i dag uten at dette gir betydelige utslag på vannkvaliteten. I henhold til Vannforskriften har Ådalselva oppstrøms Hensfossen "god økologisk tilstand". Strekingen fra Hensfossen til samløpet med Storelva er skilt ut som egen vannforekomst i Vanddirektivet. Bækken m.fl. (2011) vurderte økologisk tilstand i Ådalselva til "god/svært god" oppstrøms utslippspunktet for Follum Fabrikker, og til "Moderat" oppstrøms samløpet med Randselva, basert på begroingsalger og bunndyrfauna.



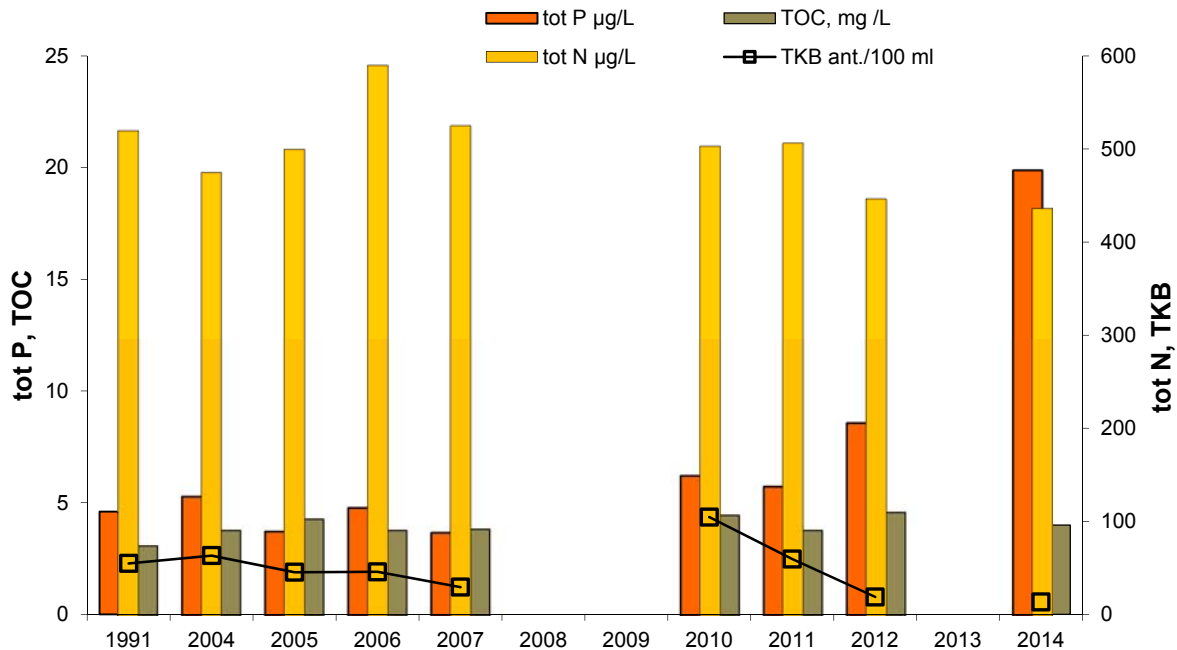
Figur 8. Årlige middelkonsentrasjoner for næringssalter, TOC og TKB i Ådalselva, for perioden for 1994 og 2001- 2014 (ingen data for 2009). Målinger fra Hensfossen.

3.1.4 Randselva

Randselva drenerer Randsfjorden, som er en dyp fjordsjø med teoretisk oppholdstid (retensjonstid) på 3,3 år. Dette gir en betydelig renseseffekt for næringssalter. Både Randsfjorden og Randselva er regulert, men minstevannføringen er satt til 20 m^3 . Øverst i vannforekomsten er det også et utslipp fra Jevnaker RA, dimensjonert for 2000 PE.

Etter Vanddirektivet tilhører vannforekomsten Randselva elvetyper "stor, kalkfattig klar i lavland", som har henholdsvis 17 og 475 μg tot-P og tot-N/L som miljømål. På Vann-Nett oppgis den økologiske tilstanden til "god". Igjen er det imidlertid få målinger, og som det fremgår av **Figur 9** ligger verdiene for både tot-P og tot-N helt på grensen til moderat vannkjemisk tilstand. Mens fosforkonsentrasjonene antydte et visst fall, forut for forrige rapport, kan det se ut til at de begynte å øke i årene etter 2008. I alle fall er alle fire siste årsmiddelveier av tot-P høyere enn dem vi baserte forrige vurdering på. I 2014 var middelkonsentrasjonen av tot-P 20 $\mu\text{g/L}$, som er moderat vannkjemisk

tilstand. Omvendt kan det se ut til at tot-N-konsentrasjonene har gjennomgått en moderat reduksjon. Mens tidligere nivåer ikke innfridde miljøkravet på 475 µg, var middelkonsentrasjonen i 2012 og 2014 under dette nivået. Bækken m.fl. (2011) vurderte vannkjemiske og biologiske kvalitetselementer oppstrøms (Viul) og nedstrøms (Lundestadfossen) utslipp fra Huhtamaki Norway A/S. De fant bare mulige påvirkning av vannkvaliteten ved selve utslippspunktet, mens vannkvalitet og økologisk tilstand i elva i henhold til begroing og bunndyr var "god" og "svært god". Huhtakami Norway ble nedlagt i 2013.

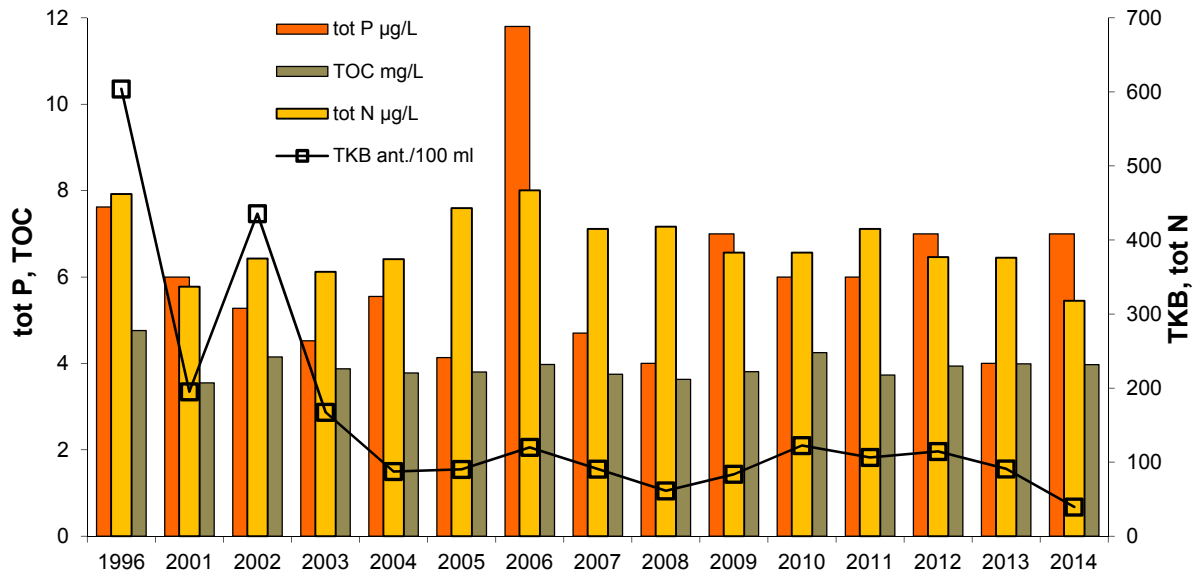


Figur 9. Randselva: Nøkkeldata for utvalgte år etter 1991. Mens tot-N og TKB viser en viss reduksjon, kan det se ut som at tot-P-konsentrasjonen øker noe etter 2010.

3.1.5 Storelva

Storelva utgjør den sentrale vannveien på Ringerike, og føyer Begnas nedbørsfelt sammen med vann fra Randsfjorden. Til sammen dreneres vann fra 8500 km² landareal gjennom Storelva. Elva er en ressurs i regionen både som resipient, som kilde til rekreasjon for befolkningen i Hønefoss, som trafikkåre og som viktigste tilløpselv til Tyrifjorden. Storelva inkluderer viktige natur- og landskapsområder, med våtmark, rikt fugleliv, og flere kroksjøer.

Etter Vannforskriften er Storelva en "stor, kalkfattig, klar elv i lavlandet", som skal ha maksimum 17 µg tot-P og 475 µg tot-N/L for å være over miljømålet. Med utgangspunkt i den stabile konsentrasjonen av TKB har Storelva blitt tilstandsklassifisert som "moderat", noe det strengt tatt ikke er dekning for i Vannforskriften (fordi TKB ikke er indikator for økologisk tilstand). Miljøtilstanden i elva har vært overvåket med 4 prøver årlig tatt ved Sandsætra, og før det med jevne mellomrom tilbake til begynnelsen av 1980-tallet. Videre har Eurofins overvåket Storelva ved Busund bru, ca. 3 km nedenfor utslippspunktet. **Figur 10** viser årgjennomsnitt for tot-P, tot-N, TOC og TKB. Siden 2006 har det vært et moderat fall i tot-N-konsentrasjonen, og også innholdet av TKB har vært lavt de siste årene. Forhøyet bakterietall i elva kan bidra til redusert klassifisering i henhold til drikkevannsforskriften, og svekke bruksverdien i forhold til vanning, bading og rekreasjon. Nivåene på næringssalter tilsier imidlertid at Storelva befinner seg over miljømålet, med god økologisk tilstand. En prøve av begroingsalger tatt 2012 bekrefter dette. Den viktigste endringen etter forrige rapport er en mulig reduksjon i konsentrasjonen av tot-N. De synkende trendene er konsistent med målingene i Randselva.

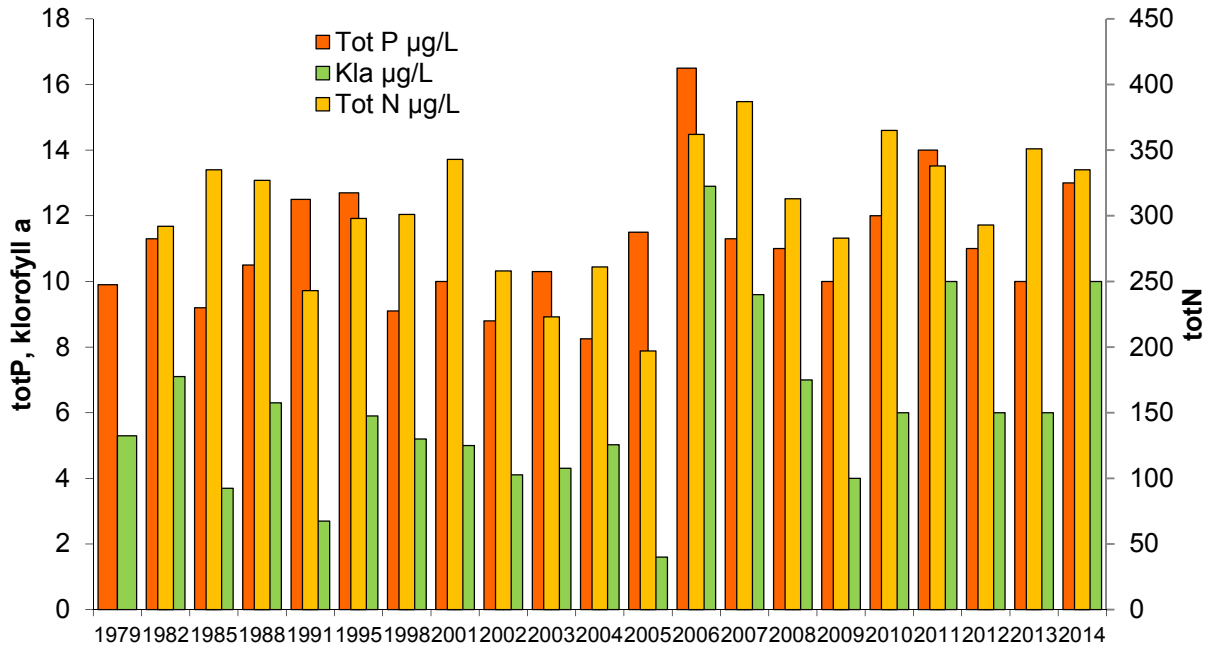


Figur 10. Storelva. Nøkkeldata for perioden 2001 til 2014, og for 1996. Bortsett fra en reduksjon av TKB for de første årene vi har data for, har verdiene holdt seg stabile, og det er ingen distinkte trender.

3.1.6 Steinsfjorden

Steinsfjorden er en forholdsvis grunn fjordarm av Tyrifjorden, omgitt av dyrket mark, og et større antall boliger og fritidshus. Bassenget har en særegen økologi og høyt biologisk mangfold, og vern av Steinsfjorden i henhold til naturmangfoldloven er til behandling i Miljøverndepartementet. Samtidig møtes flere ulike brukerinteresser i Steinsfjorden, som fiske, vanning, bading, båtferie og krepsing.

Vannkvaliteten har vært overvåket siden slutten av 1970-tallet, men som i de øvrige vassdragene er målingene for fåtallige (i de fleste år 3 og 4 prøver) til at man kan si noe sikkert om mulige endringer. I perioder har vasspest preget de grunnere delene av innsjøen. Det kan tenkes at dette har bidratt til reduksjonen i krepsbestanden som ble observert det siste tiåret før årtusenskiftet. Krepsbestanden har senere stabilisert seg, men på et lavere nivå enn tidligere (Johnsen m.fl. 2015). Mort er også en ny, uønsket art, som har hatt forholdsvis høye tettheter enkelte år.

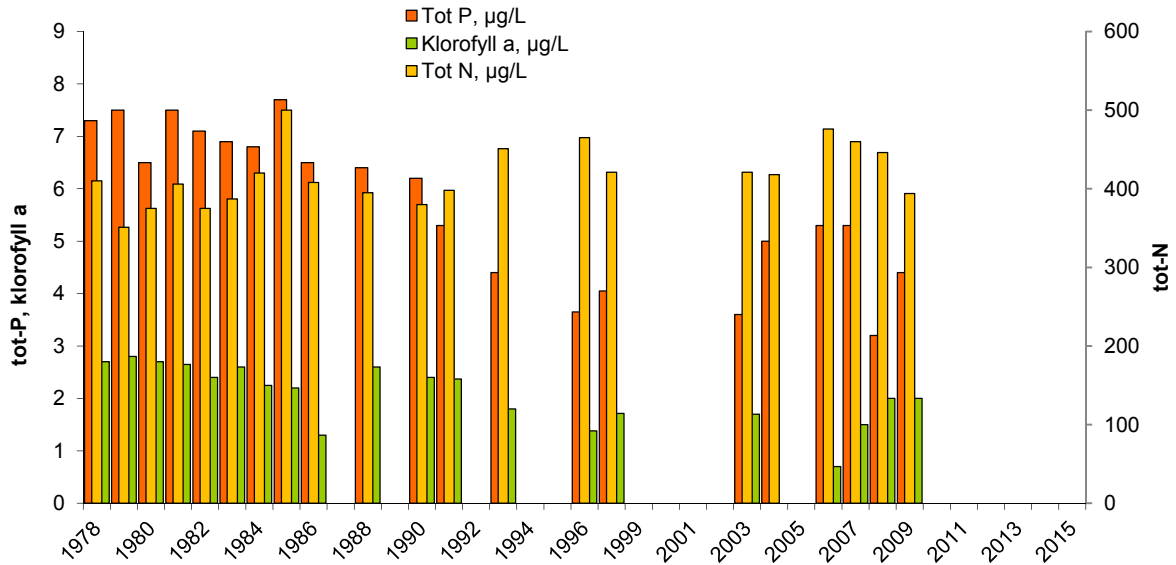


Figur 11. Konsentrasjoner av tot-P, tot-N og klorofyll a for utvalgte år i Steinsfjorden.

Etter Vannforskriften er Steinsfjorden en "stor, moderat kalkrik, klar innsjø", der miljømålet for tot-P, tot-N og klorofyll a er henholdsvis 17, 775 og 9 µg/L. **Figur 11** viser konsentrasjoner av tot-P, tot-N og klorofyll a for spredte år etter 1979, samt for 2001 til 2014. Det er ingen klare trender for perioden. Frem til 2005 kan det se ut som om det var et svakt fall i verdiene, men dette er usikkert. Steinsfjorden er resipient for KUR-anlegg, som renser avløpsvann fra om lag 150 husstander, og som har hatt redusert rensekapasitet de senere år. Det siste tiåret har det flere ganger vært masseoppblomstringer av *Planktothrix* (blågrønnalger) i Steinsfjorden (Ballot 2015). Nivåene av næringsalter er innenfor de oppsatte miljømålene, men konsentrasjonen av klorofyll a har flere ganger vært på grensen til "moderat tilstand". Ballot (2015) klassifiserer økologisk tilstand i Steinsfjorden som "moderat" basert på sammensetningen av planteplankton, der særlig forekomstene av *Planktothrix* var utslagsgivende. *Planktothrix* kan leve på noe større dyp enn andre planteplankton, og gjør at de ikke alltid observeres når det bare tas prøver fra overflatevannet. Ballot (2015) fant f.eks. i juni 2014 23 µg klorofyll i en prøve fra 8-14 meters dyp i Steinsfjorden. Algemengdene er assosiert med forekomster av nervegiften microcystin, som også har bidratt til å gi Steinsfjorden forringet rekreasjonsverdi.

3.1.7 Tyrifjorden

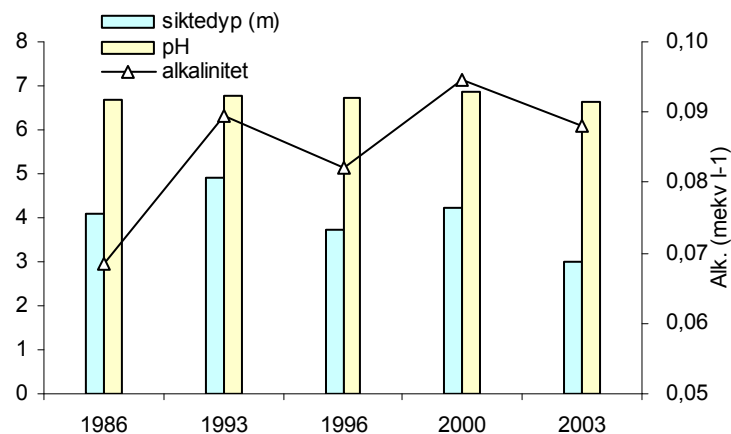
Tyrifjorden er en av landets største innsjøer. Den ble overvåket forholdsvis regelmessig frem til midten av 1980-tallet, og det finnes data og rapporter om Tyrifjorden helt tilbake til 1960-årene. Etter dette har overvåkingen vært mindre regelmessig, og enkelte årsverdier er basert på bare to målinger (feks 2006). Etter 2009 er ingen data tilgjengelige på Vannmiljø.



Figur 12. Tyrifjorden: Nøkkeldata for utvalgte år.

Etter Vannforskriften er Tyrifjorden en "stor, moderat kalkrik, klar" innsjø, som ikke skal ha mer enn 17 µg tot-P og 675 µg tot-N/L. Alle målte verdier ligger godt under dette, og Tyrifjorden har slik god økologisk tilstand (**Figur 12.**). Etter en periode med noe forhøyete konsentrasjoner av næringssalter på 1970- og 80-tallet, falt nivåene, som følge av flere tiltak i nedbørsfeltet.

3.1.8 Nordmarka (Storflåtan)



Figur 13. Storflåtan i Nordmarka: Nøkkeldata for utvalgte år.

Ringerike kommune dekker også vassdrag i vestre Nordmarka, som drenerer til Sørkedalen og Lysakerelva. Enkelte av vannene, som Storflåtan og Heggelivann, er demmet opp og inngår i Oslo Vann og Avløps (OVA) system av drikkevannskilder. Demningene er av eldre dato og forskjellene i vannstand er små (< 1 m), men det gjør likevel at økologisk tilstand i disse innsjøene er satt til moderat.

OVA har overvåket Storflåtan siden 1985, riktignok med svært varierende prøvetakningsfrekvens. Verdiene var imidlertid så stabile gjennom perioden at overvåkingen ble avsluttet i 2003 (**Figur 13**). Det er ikke innhentet noen prøver fra området etter dette. Vannkjemisk tilstand i Storflåtan er i følge Vann-Nett "Svært god", som betyr at innsjøen er upåvirket av lokale næringstilførsler.

4. Tilførselsberegninger - TEOTIL

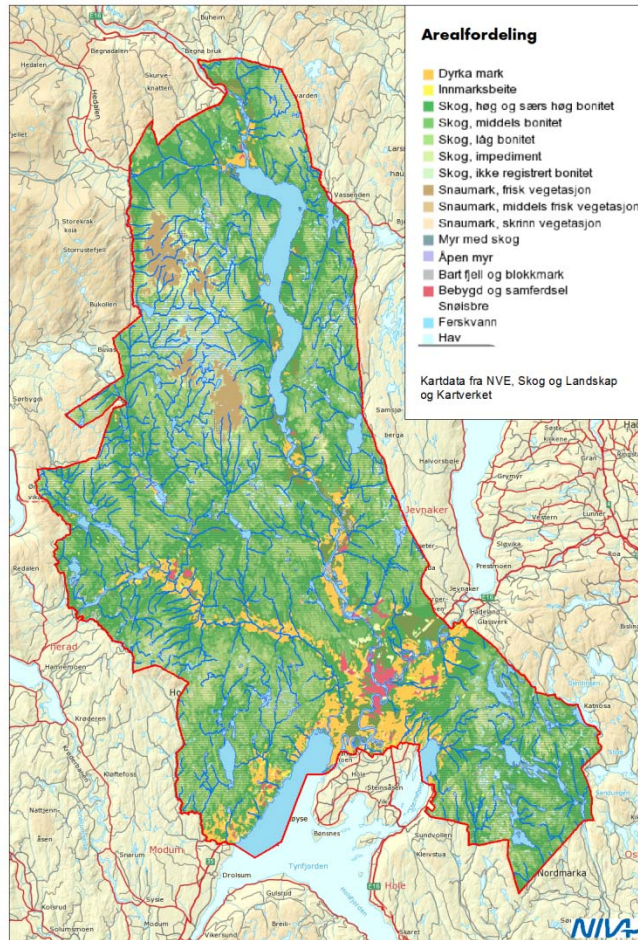
Teotilmodellen ble etablert på 1990-tallet for å kunne følge opp arbeidet med tiltak knyttet til Norges internasjonale forpliktelser om reduksjon av menneskeskapte utslipp av nitrogen og fosfor til Nordsjøområdet. Modellen er senere videreutviklet og inngår i en årlig beregning av tilførsler til vannregioner og forvaltningsplanområder for havområdene (Selvik & Høgåsen, 2014). Høsten 2008 ble det gjort en del endringer i modellen, herunder en oppdatering av arealgrunnlaget og implementert et nytt koeffisientsett for avrenning fra skog og fjell. Hele tidsserien for Teotil har senere blitt tilbakeberegnet slik at data fra 2008 og 2013 skal kunne være sammenlignbare.

Teotil beregner tilførsler fra punktkilder og ulike arealtyper for nedbørfelt med kjent innbyrdes drenering. Modellene er egnet til å gi en første oversikt over kildene til næringssalter som tilføres vassdragene. Til grunn for modellen ligger Vassdragsregisterets (NVE) hydrografiske inndeling av landet i om lag 20 000 små nedbørfelt, såkalte reginefelt (REGIster over NEdbørsfelt). Reginefeltene er små nedbørfelt og ender i en spiss, som også er dette feltets laveste punkt, dvs det punktet der vanligvis en bekk forlater feltet. De åtte delområdene som Ringerike kommune er delt inn i inkluderer alle flere reginefelt og grensene mellom de ulike delområdene følger grensene for reginefelt. Utslipp fra punktkilder og diffuse kilder tilordnes det enkelte reginefelt og beregningsrutinen aggregerer vannføring og stofftransport ned gjennom vassdragene i henhold til et definert dreneringsmønster. I større innsjøer gjøres det fratrekk for retensjon av fosfor.

I TEOTIL-beregningene i denne rapporten er følgende kildedata benyttet:

- Kildedata er fra 2013, som er det siste tilgjengelige datasettet. (Data fra 2014 vil ikke være ferdig tilrettelagt før i august 2015).
- Befolkning: Restutslipp fra hvert enkelt avløpsanlegg (> 50 pe, «tett bosetting») i kommunen. Slike data rapporteres gjennom Kostra og kvalitetssikres av SSB. Data om spredt avløp rapporteres som et samletall for hele kommunen, men omregnes i modellen ut fra fordelingen av jordbruksarealene (der man har forutsatt at spredt bosetting følger landbruket).
- Industri: Data om industriutslipp hentes fra Miljødirektoratets system for egenrapportering av industriutslipp («Forurensning»)
- Jordbruk: Bioforsk oppdaterer årlig et sett arealspesifikke koeffisienter for stofftap fra jordbruksområder ut i fra statistikk og gjeldende jordbrukspraksis.
- Natur: NIVA har etablert et landsdekkende sett av typiske konsentrasjoner av næringssalter i uberørte vassdrag, basert på data om berggrunn, jordsmonn og øvrige naturforhold.

Metodikken er nærmere beskrevet i Tjomsland m.fl., 2010 og i tidligere rapporter om tilførsler til norske kystområder (Selvik m.fl., 2007). Ved hjelp av et geografisk informasjonssystem (GIS) kan vi tilordne alle punktkildene til sine respektive reginefelt. Det samme verktøyet er benyttet for å beregne fordelingen av ulike arealtyper for hvert reginefelt (**Figur 14**). Tilførsler fra atmosfæren (nedfall, nedbør) til innsjøene er fordelt etter vannoverflate innen hvert reginefelt. Vannføringsberegningene tar utgangspunkt i normalvannføringen 1960-1990, dvs. NVEs angivelse av spesifikk avrenning for hvert reginefelt, og korreksjon av dette ut i fra observasjoner i beregningsåret. En nærmere beskrivelse av datagrunnlaget og metode finnes i tidligere publiserte rapporter, f.eks. Selvik m.fl. (2007).



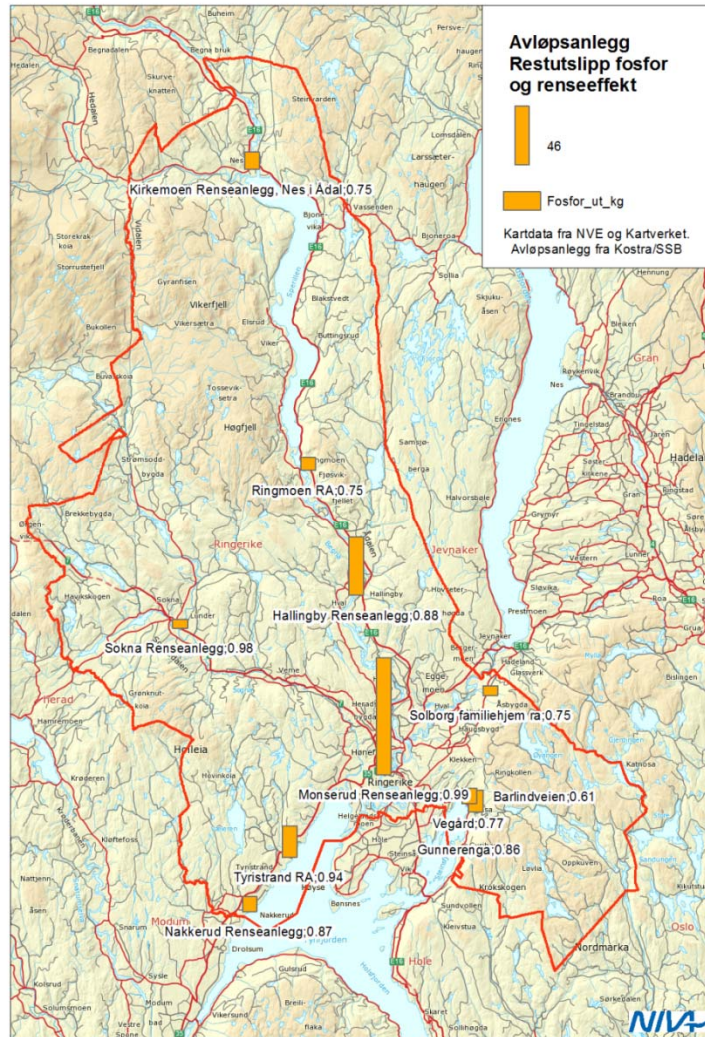
Figur 14. Arealfordeling i Ringerike kommune. Arealdata er fra produktet AR50 fra Skog og Landskap (WMS).

På basis av dette har vi ved hjelp av modellen TEOTIL beregnet den prosentvise fordelingen av nitrogen- og fosforkilder fra de ulike feltene til vassdragene på Ringerike. Høyere liggende felt får i alt vesentlig sitt fosfor fra berggrunn og løsmasser, mens de menneskelige bidragene øker når man nærmer seg lavereliggende, urbane strøk.

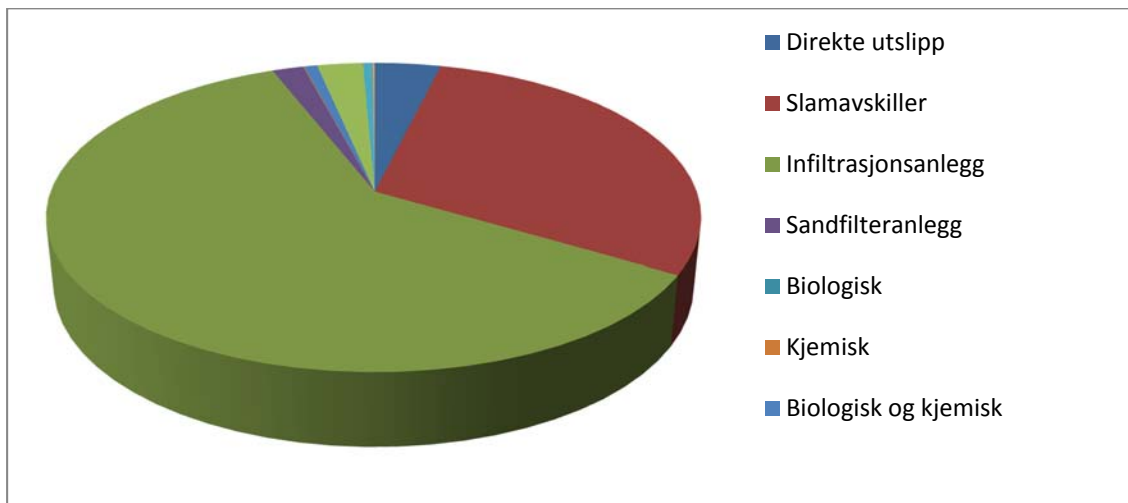
I det følgende gis en oversikt over ulike kilder til fosfor og nitrogen i Ringerike kommunes vassdrag, slik de brukes i TEOTIL. På basis av dette genererer modellen teoretisk belastning for de ulike vassdragene, og identifiserer lokale tilførsler.

4.1 Avløpsanlegg, spredt avløp og industri

Det mottas årlig en bearbeidet oversikt over avløpsanlegg (> 50 pe) fra SSB/Kostra for bruk i Teotil. Restutslipp av fosfor fra anleggene i Ringerike kommune er vist på kartet (**Figur 15**), hvor også renseeffekt er angitt i teksten. Rensegraden varierer fra 61 % (Barlindveien) til 99 % (Monserud). Ringerike rapporterte videre utslipp av om lag 1 tonn fosfor og 17.5 tonn nitrogen fra spredt avløp for 2013. Infiltrasjonsanlegg og slamavskiller sto for de største utslippene av fosfor, med henholdsvis 60 og 30 % av samlet utslipp fra denne kilden (**Figur 16**). Det er imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til tallgrunnlaget for spredt avløp.



Figur 15. Renseanlegg i Ringerike kommune der søylene angir restutslipp av fosfor, mens rensegrad er angitt i teksten under søylene. Kilde: Kostra/SSB. Data er fra 2013.



Figur 16. Fordelingen av fosforutslipp fra ulike typer spredt avløp i Ringerike kommune.

Det er for tiden ingen bedrifter i Ringerike med utslippstillatelse for egne utslipp som har egenrapportering av nitrogen eller fosfor. Norske Skog Follum ble nedlagt i 2011/2012, men hadde tidligere utslipp av mer enn 70 tonn nitrogen og om lag 0,7 tonn fosfor. I en resipientundersøkelse av Ådalselva, Randselva og Tyrifjorden i 2010 (Bækken m.fl., 2011) kunne det ikke påvises målbare biologiske effekter fra utslippene fra Norske Skog Follum. Det samme var gjeldende for utslipp fra Huhtamaki Norway AS til Randselva. Det bør imidlertid presiseres at egenrapporteringen til Fylkesmannen/Miljødirektoratet kun inkluderer utslipp av suspendert stoff og kjemisk oksygenforbruk.

I arbeidet med Teotil mottas årlig produksjonsdata fra fiskeoppdrett fra Fiskeridirektoratet (månedlig rapportering til ALTINN fra oppdretterne), men data fra de små ørretanleggene i Valdres inngår ikke i dette materialet. Det ble foretatt en gjennomgang av informasjon om disse anleggene for Vassdragsforbundet for Mjøsa og tilløpselver i 2011 basert på informasjon fra 2009. Det er flest anlegg i Nord-Aurdal og Vestre Slidre. Årlig utslipp fra fiskeoppdrett i Valdres ble beregnet å være størrelsesorden 22 tonn nitrogen og 2.5 tonn fosfor (Selvik og Tjomsland 2011). Fiskeoppdrett i Valdres er ikke inkludert i datamaterialet for Teotil-screeningen i denne rapporten.

4.2 Landbruk

Det diffuse stofftapet fra jordbruksarealer er avhengig av en rekke faktorer/prosesser, bl.a. jordart, gjødsling, klima, helningsgrad og jordas innhold av fosfor. I Teotil-modellen benyttes et sett av koeffisienter for stofftap fra jordbruksarealer. Dette koeffisientsettet vedlikeholdes av Bioforsk og oppdateres årlig. Utgangspunktet er empiriske målte stofftap i JOVA-programmet (Program for jord- og vannovervåking i landbruket). JOVA overvåker landbruksdominerte nedbørfelt i Norge som representerer de viktigste jordbruksområdene i landet med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis. Målte data er utgangspunkt for det landsdekkende settet av koeffisienter som korrigeres for endringer i driftspraksis i etterfølgende år. Koeffisientene varierer i ulike deler av landet og det er typisk 2-3 ulike soner innen hvert fylke. Koeffisientene tar utgangspunkt i normalnedbør/normalvannføringen og reflekterer ikke mellomårlige variasjoner forårsaket av dette. Arealgrunnlaget i modellen ble som nevnt justert i 2008.

4.3 Naturlig bakgrunnsavrenning

Vassdrag mottar næringssalter og organisk stoff fra naturlige kilder, som atmosfære, vegetasjon og berggrunn, og dette omtales som bakgrunnstilførsler. Ved beregning av disse skiller det mellom atmosfærisk deponisjon (tilførsler via nedbør og tørravsetninger direkte til vannoverflatene), og tilførsler fra fjell og skog i nedbørfeltet.

Atmosfæriske avsetninger av fosfor er gjerne i form av partikler som er transportert med vinden og avsatt på vannflater (avsetninger på land inngår i avrenningen fra den enkelte arealtype). Denne tilførselen betraktes gjerne som en naturlig komponent og det benyttes en fast deponisjonsrate for dette. Nitrogen oppfører seg noe annerledes fordi nitrogenkomponentene stammer fra utslipp til luft, som gir atmosfærisk transport over store avstander. Utslipp fra industri, forbrenning av fossil energi og avdampning fra husdyrgjødsel er noen eksempler på kilder til langtransportert nitrogen. Dette har en generell gjødslingseffekt på landskapet, men kan også bidra til forsuring. Denne nitrogenavsetningen er ikke å betrakte som naturlig, men er vanligvis likevel ikke noe man tar med i lokale tiltaksplaner for redusert utslipp. Forpliktende reduksjoner i utslipp av nitrogenkomponenter fanges opp i de internasjonale forhandlingene om langtransportert forurensning (LRTAP).

Avrenningen fra skog, myr, fjell/impedimenter beregnes ved hjelp av et landsdekkende sett av typiske konsentrasjoner fra områder uten vesentlig menneskelig påvirkning. Konsentrasjonsdata kombineres med den årsspesifikke avrenningen for å gi tilførsler fra disse arealene. Dette er basert på >1300 sjøer som ble prøvetatt for nitrogen og fosfor i forbindelse med forsøringsundersøkelser i 1995 og noen ble også prøvetatt i årene etterpå. Dette koeffisientsettet ble implementert i 2008 (Tjomsland, pers.

medd.). For landbruksarealene er det også beregnet en naturlig komponent som ville blitt tilført fra disse arealene dersom det ikke var landbruksaktivitet.

4.4 Tilførsler til de enkelte hovedvassdragene

Etter å ha gjennomgått de ulike kildene til fosfor og nitrogen kan man nå fordele belastningen på de store vassdragene i Ringerike, og identifisere de relative bidragene fra ulike kilder, og også sammenligne de nye dataene med situasjonen i 2007 (**Tabell 1a og b**).

Utslipp av nitrogen og fosfor med opprinnelse i de definerte delområdene tilføres vann og vassdrag og bidrar til den samlede belastningen på vassdragene (akkumulerte tilførsler). Avrenningsmønsteret følger ikke kommunegrensene slik at de enkelte delområdene i større eller mindre grad også vil motta tilførsler fra oppstrømsområder utenfor kommunegrensa. Det er foretatt en kvantifisering av kommunens bidrag ved å vurdere den andelen av tilførslene som har sin opprinnelse i delområdene i kommunen. Dette er gjort med utgangspunkt i reginefelt som helt eller delvis faller innenfor kommunegrensa.

Tabell 1a. Tilførsler av fosfor (tonn/år) til hvert hovedvassdrag i 2007 og i 2013.

Delområde	jordbruk		befolkning		industri		naturlig bakgrunn	
	2007	2013	2007	2013	2007	2013	2007	2013
År								
Nakkerud, Tyrstrand, Ask	1.84	1.12	0.19	0.19	0.00	0.00	1.39	1.41
Ådalselva	0.41	0.84	0.16	0.17	2.17	0.00	0.64	0.64
Randselva	0.93	1.06	0.16	0.15	0.00	0.00	0.39	0.33
Sokna	0.91	1.87	0.29	0.25	0.00	0.00	1.93	1.89
Steinsfjorden	1.82	1.11	0.19	0.18	0.00	0.00	0.70	0.73
Storelva	0.08	0.05	0.01	0.01	0.00	0.00	0.13	0.13
Til Nordmarka	0.17	0.19	0.06	0.07	0.00	0.00	1.11	1.06
Øvre Begna	0.17	0.28	0.07	0.06	0.00	0.00	1.95	1.88

Tabell 1 b. Tilførsler av nitrogen (tonn/år) fra hvert delområde i 2007 og 2013.

Delområde	jordbruk		befolkning		industri		naturlig bakgrunn	
	2007	2013	2007	2013	2007	2013	2007	2013
År								
Nakkerud, Tyrstrand, Ask	58.44	28.26	7.06	6.87	0.00	0.00	48.64	50.09
Ådalselva	33.44	21.19	4.63	4.91	96.91	0.00	26.38	28.13
Randselva	25.27	26.60	2.90	2.71	0.00	0.00	17.34	14.04
Sokna	74.32	47.10	7.39	6.93	0.00	0.00	98.35	99.70
Steinsfjorden	57.92	28.01	3.48	3.34	0.00	0.00	23.27	25.51
Storelva	2.46	1.19	0.13	0.11	0.00	0.00	3.65	3.75
Til Nordmarka	5.20	5.47	1.18	0.82	0.00	0.00	50.36	47.50
Øvre Begna	14.17	7.47	1.31	1.20	0.00	0.00	79.29	75.73

Den samlede mengde fosfor som er tilført fra punktkilder og diffuse kilder inkl. bakgrunnstilførsler innen kommunen er estimert til nær 16 tonn fosfor og 536 tonn nitrogen for 2013.

Tallene fra 2007 indikerer en nedgang i samlede menneskeskapt tilførsler av fosfor på > 20 %. Dette skyldes bl.a. nedleggelse av industri. I 2012 ble det foretatt en gjennomgang av Teotilmodellen og

tilordningen av arealkoeffisienter til reginefelt ble justert. Dette har bl.a. gitt effekt i området rundt Tyrifjorden med spesielt utslag for nitrogen. En direkte sammenligning av nitrogentilførsler i 2013 med situasjonen i 2007 kan derfor ikke foretas. Årlige modellresultater fram til 2011 indikerte imidlertid ingen tydelige endringer i tilførsler av nitrogen fra jordbruk innen reginefeltene i kommunen sammenlignet med 2007. Vi kan anta at heller ikke 2012 og 2013 har medført vesentlige endringer i forhold til situasjonen 2007.

Data tyder på en svak økning for både nitrogen og fosfor fra avløpsanlegg og spredt bebyggelse, mens tilførsler fra industri er tydelig redusert. For natur indikerer tallene ingen vesentlig endring, men her påvirkes resultatet av årlig vannføring, og lengre tidsserier er nødvendig for å avdekke trender.

Tabell 2. Naturlige bakgrunnstilførsler av fosfor (tonn) fra delområdene i Ringerike kommune for 2013.

	fjell/impedimenter	skog/myr	innsjø
Øvre Begna	0.41	0.85	0.63
Ådalselva	0.08	0.46	0.11
Randselva	0.01	0.25	0.09
Sokna	0.1	1.6	0.2
Storelva	0	0.01	0.12
Steinsfjorden	0	0.23	0.51
Til Nordmarka	0.01	0.66	0.41
Nakkerud/Tyristrand/Ask	0	0.47	0.94

Fordelingen mellom tilførsler fra fjell/impedimenter, Skog/myr og innsjøflater reflekterer i stor grad fordelingen av arealene i de enkelte områdene, men det vil også være påvirket av forskjeller i de spesifikke tilførsler pr. km² pga. høyde over havet, jordsmonn osv (**Tabell 2**). Det er ikke gjort endringer av koeffisienter for bakgrunnstilførsler i perioden fra 2007 til 2013 og samlede bakgrunnstilførsler viser heller ingen endringer av betydning.

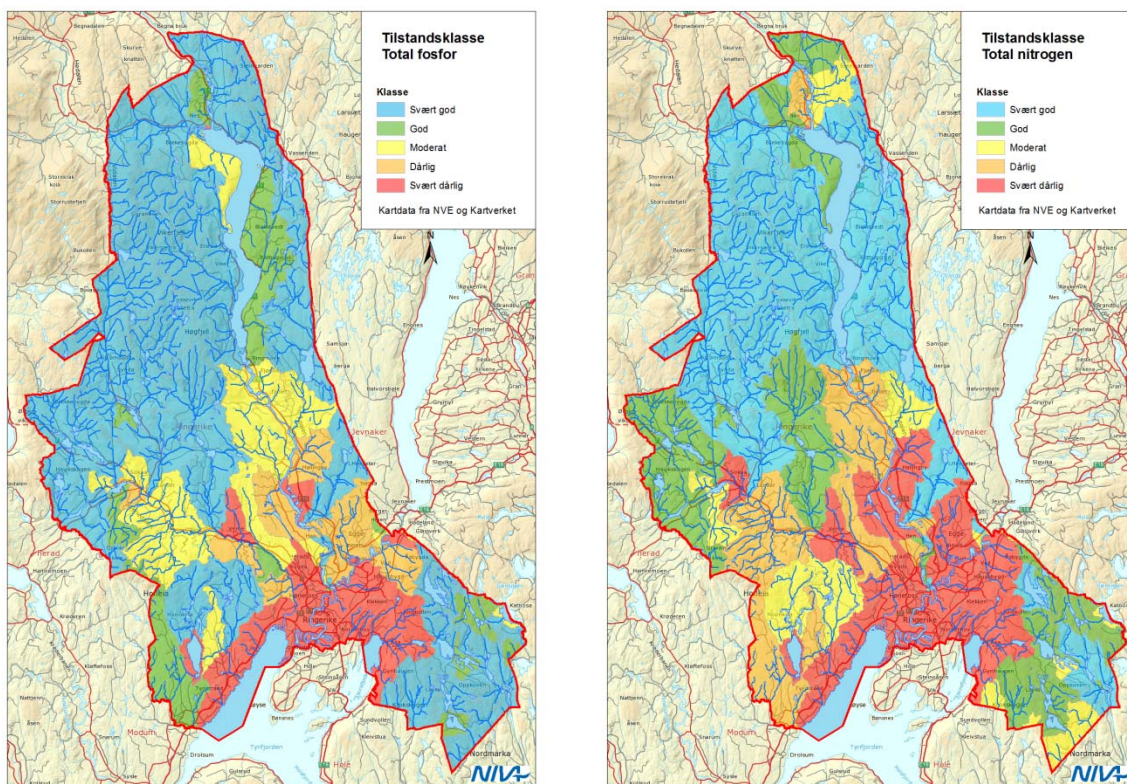
4.4.1 Lokal teoretisk vannkjemisk tilstand

Dersom man kjenner tilførslene av næringssalter fra kilder innen hvert reginefelt (vassdragsregisterets minste enhet) og sammenholder disse med vannføringen innen det samme feltet, kan man konstruere hva vannkjemisk tilstand i dette reginefeltet ville vært uten fortynningsfaktoren fra høyereliggende nedbørsfelt. Man får slik et teoretisk bilde av den lokale næringssaltkonsentrasjonen. Resultatet av en slik øvelse er vist i **figur 17**, som angir det man kan kalle "lokal teoretisk vannkjemisk tilstand". Det må understrekes at dette er en teoretisk beregning, som imidlertid kan brukes til å identifisere mulige områder men høye lokale utslipp. I hovedvassdraget vil normalt vannkjemisk tilstand være vesentlig bedre et godt stykke lenger nedover vassdraget takket være fortykning fra renere vann fra ubelastede oppstrømsområder. Utslagene for nitrogen følger i hovedsak det samme bildet som for fosfor, men gir noe kraftigere utslag. En betydelig del av nitrogenandelen kommer gjennom bakgrunnsavrenningen som indirekte er menneskeskapt, men denne andelen inngår her i det som er rapportert som «naturlig bakgrunnsavrenning», fordi modellen ikke sonder mellom atmosfærisk deponisjon og andre naturlige nitrogenkilder.

Denne beregningen synliggjør områder med landbruksarealer, og særlig der det er befolkningskonsentrasjoner i tillegg. Den samme vurdering av teoretisk vannkvalitet ble også gjort i undersøkelsen fra 2008. Klassegrensene har imidlertid nå blitt endret, og styres nå av vanntypene, *sensu* Vannforskriften. Resultatene denne gang er de samme som i 2008, med størst risiko for påvirkning i de lavereliggende områdene med landbruksaktivitet og/eller befolkningskonsentrasjoner.

I 2008 ble det også skissert noe belastning langs Sperillen, men dette er ikke synlig på samme måte i det oppdaterte datamaterialet og de endrede klassegrensene. I 2008 ble det også presentert en figur (12) med bruk av tilstandsklassifisering basert på akkumulerte tilførsler fordelt på vannføringen i hovedvassdraget. Dette gir ikke helt reelle utslag fordi reginefeltenes innbyrdes dreneringsmønster fra felt til felt rundt de store innsjøene ikke passer helt med vassdragsnaturen. Vi har derfor valgt å ikke presentere slike resultater på kart her. Data viser imidlertid at vannkvaliteten i hovedvassdragene holder seg bra fordi en stor andel vannføringen kommer fra ubelastede områder oppstrøms. Lokale tilførsler i lavereliggende områder er ikke nok til å gi vesentlige avvik i vannkvalitet i hovedvassdraget.

Beregninger ved bruk av modellen TEOTIL gir en første oversikt over vannkvalitet og identifiserer hvilke kilder som dominerer. Det må imidlertid presiseres at datagrunnlaget er hentet fra generelle kart og databaser og følgelig er beheftet med usikkerhet og mulige feil. Resultatene bør følgelig brukes med kritisk sans og som et supplement til reelle data fra undersøkelser i felt og/eller lokalkunnskap.

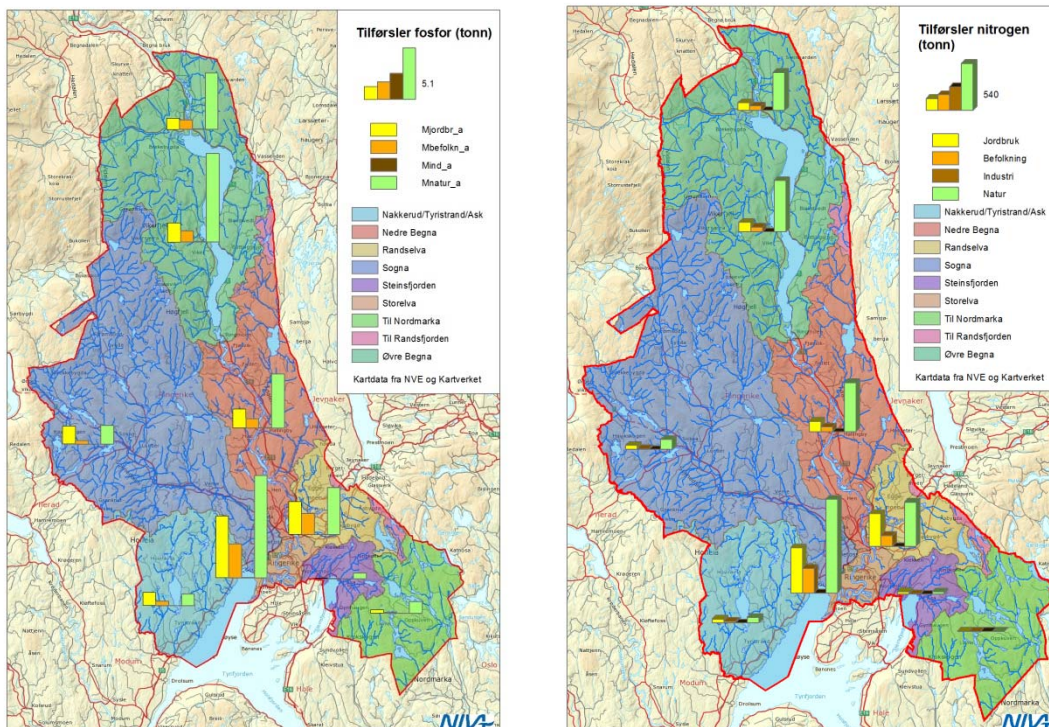


Figur 17. Lokal teoretisk vannkjemisk tilstand, beregnet som tilførsler av fosfor (venstre) og nitrogen (høyre) i hvert enkelt reginefelt. Vannkjemisk tilstand er definert som angitt i veiledningsmateriellet til Vannforskriften. Beregningen synliggjør den faktiske belastningen av fosfor og nitrogen, som imidlertid usynliggjøres fordi de fleste reginefelt mottar mye rent vann fra oppstrøms kilder, som sørger for uttynning av næringssalter.

4.5 Akkumulerte tilførsler

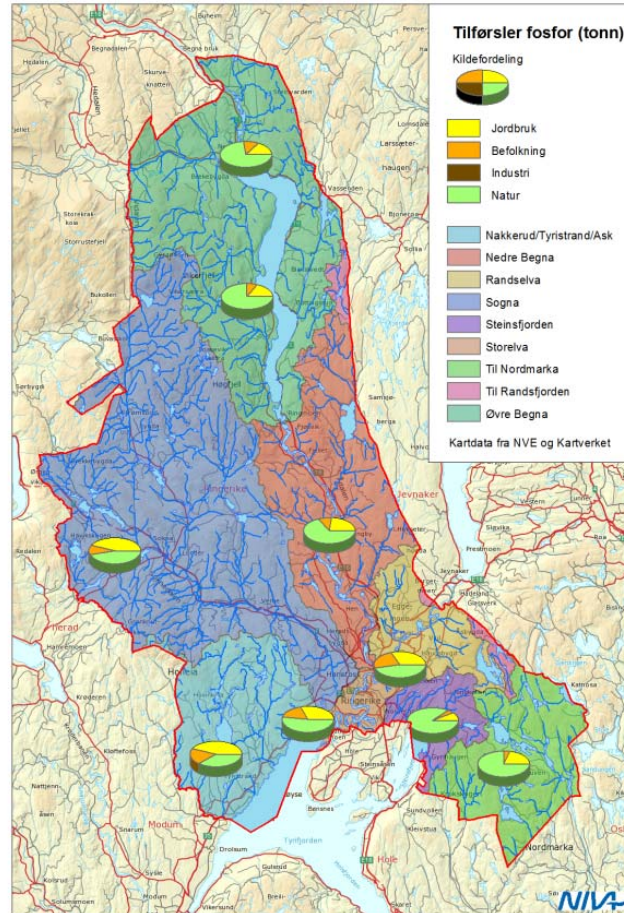
Utslipp av nitrogen og fosfor innenfor kommunegrensene på Ringerike bidrar sammen med tilførslene fra oppstrømskommunene til den samlede belastningen på vassdragene (akkumulerte tilførsler). Som vist ovenfor kan lokale utslipp fra befolkningskonsentrasjoner, jordbruk eller industri gi dårlig tilstand for lokale vassdrag, uten at det gir vesentlige utslag på vannkvaliteten i de større vassdragene nedstrøms. I hovedvassdragene (Ådalselva, Randselva, Storelva), der vannmassene i vesentlig grad stammer fra områder uten belastning, opprettholdes god vannkvalitet selv med signifikante lokale tilførsler.

Figur 18 viser akkumulerte tilførsler for hvert hovedvassdrag. I tillegg er det estimert akkumulerte tilførsler ved Nes i Ådal for å få et inntrykk av bidraget fra områder oppstrøms kommunegrensene. Sperillen vil holde tilbake en andel av tilført fosfor (retensjon), men lenger ned i vassdraget øker igjen de lokale tilførslene. Økningen synes imidlertid ikke å være så stor at det gir betydelige endringer i vannkvaliteten. Dette er imidlertid en teoretisk tilnærming og må sammenholdes med observasjonsdata fra vassdraget.



Figur 18. Akkumulerte tilførsler av fosfor (venstre) og nitrogen (høyre) i hvert delområde omfatter også tilførsler fra oppstrømsområder utenfor kommunen. For området Øvre Begna er også akkumulerte tilførsler ved innløpet til Sperillen vist.

Naturlige bakgrunnstilførsler av fosfor og nitrogen er dominerende i flere av delområdene. Dette er spesielt synlig for fosfor i **figur 19**, der fordelingen av kilder vist som kakediagram uten å ta hensyn til totaltilførselen. De naturlige tilførslene dominerer i Ådalselva helt ned til Hønefoss. Når man kommer ned til Randselva/Storelva har det menneskelige innslaget økt og utgjør noe under halvparten av totaltilførslene. Selv området som drenerer til Steinsfjorden er dominert av den naturlige avrenningen. I Sokna er jordbruk og naturlige tilførsler omtrent like store. For Nakkerud/Tyristrand/Ask er også den naturlige andelen mindre enn halvparten av tilførslene, og bidrar omtrent like mye som jordbruket.



Figur 19. Det relative bidraget av fosfor fra ulike kilder til viktigste vassdragene i Ringerike kommune.

4.6 Konklusjon TEOTIL

Resultatene av modelleringen tilsier at forurensningstilstanden i mindre vassdrag som drenerer til utsatte sjøer bør kartlegges bedre. De små nedbørsfeltene omkring Steinsfjorden er et slikt område. Erfaringene fra f.eks. Vansjø i Østfold er at selv små bekker kan tilføre betydelige mengder av næringssalter når disse drenerer jordbrukslandskap og områder med mye spredt bebyggelse. Selv om selve Tyrifjorden er en god resipient kan det være hensiktsmessig også å se nærmere på bekkefeltene som drenerer til vestsiden av Tyrifjorden.

Jordbruk og befolkning langs Sokna utgjør en belastning på dette vassdraget, men det er sparsomt med opplysninger om de ulike kvalitetselementene for dette vassdraget, og her trengs det mer data.

De urbaniserte områdene langs Ådalselva/Storelva/Randselva og omkring Hønefoss er tilknyttet renseanlegg, der det største anlegget (Monserud) har god rensegrad for fosfor. Restutslippene fra Monserud akkumuleres imidlertid til øvrig avrenning fra jordbruk og spredt avløp langs de samme vassdragene. Vassdragenes størrelse gir likevel en fortyningseffekt som "visker ut" belastningen. Modellresultatene indikerer likevel at man bør undersøke de mindre bekkefeltene, fordi lokal belastning mange steder synes å være betraktelig større enn det nivåene i hovedvassdragene tilsier.

5. Kommunale avløp og rensesystemer

5.1 Innledning

Ringerike kommune er delt inn i syv rensedistrikt med tilhørende rensesanlegg (**Tabell 8**). Åsa anses som eget rensedistrikt, med 14 KUR- anlegg (Kloakk-Uten-Rør). Kommunen har i dag 292 km med spillvannsledninger, hvorav 50 km er fellesledninger som også leder bort overvann. Det er 44 pumpestasjoner for avløp (0,15 stk./km). Både rensesanleggene (5 stk) og pumpestasjonene er utstyrt med nødoverløp, og i tillegg er det 14 regnvannsoverløp på fellessystemet. Det meste av spillvannsnettet holder en akseptabel standard, med 45 år som gjennomsnittsalder og en fornyingstakt (nye og rehabiliterte ledninger) på 0,87 % per år i perioden 2008-2013¹. Overvannsnettet er på 60 km, der 10,5 km er separate overvannsledninger.

Fra 2007 er Ringerike kommune forurensningsmyndighet også for mindre rensesanlegg, dvs. anlegg mindre enn 2000 PE (personekvivalenter). Dette betyr at alle kommunens anlegg med unntak av Monserud kommer inn under denne bestemmelsen. Det er ikke utarbeidet nye utslippstillatelser for Nakkerud, Tyristrand og Hallingby, så Fylkesmannens opprinnelige tillatelse fra 1992 gjelder derfor fortsatt for disse anleggene. Ny utslippstillatelse er imidlertid under arbeid. For Sokna utarbeidet kommunen ny utslippstillatelse gjeldende fra 2008.

Det er tre hovedkilder til forurensning knyttet til det kommunale avløpsnett:

- Utslipp fra de kommunale rensesanleggene
- Utslipp på grunn av feilkoblinger, lekkasjer på avløpsnettet og overløp på lokale pumpestasjoner på ledningsnettet
- Avrenning av overvann fra tette flater (byområder) via det separate overvannsnettet.

Disse er omtalt nærmere i det følgende.

5.2 Utslipp fra de kommunale rensesanleggene

Kommunen har utslipp fra rensesanleggene Monserud, Tyristrand, Nakkerud, Hallingby og Sokna. I tillegg kommer jordinfiltrasjonsanleggene i Nes i Ådal og på Ringmoen, hvor utslippet skjer til grunnen og derfor ikke kan overvåkes på samme måte som utslippene fra de øvrige rensesanleggene. **Tabell 3** viser en oversikt over de kommunale rensesanleggene i kommunen hvor den sentrale rensemetoden er angitt sammen med anleggets kapasitet, antall tilknyttede personekvivalenter (PE)² og utslippssted, samt antall PE uten tilknytning til rensenanlegget i hvert rensedistrikt.

Monserud RA er det klart største anlegget, med kapasitet på 24 000 PE. Ask rensedistrikt ble overført til Monserud i 2002 for å avlaste Tyrifjorden som resipient. Slambehandlingsanlegget ved Monserud RA er også utvidet til å fungere som en regional behandlingssløsning for avløpsslam, og kravene i utslippstillatelsen inkluderer utslippene herfra.

¹ I tillegg er 6,9 km spillvannsledninger tatt ut av drift i samme periode.

² Det er ikke oppgitt hvordan tilknytningen gitt som personekvivalenter (PE) her er definert, men i henhold til NS 9426 skal 1 PE defineres som 60 g BOF₅ (dvs. den størst ukentlig belastning gjennom året fra en person) når det søkes om utslippstillatelser.

Tabell 3. Rensedistriktene i Ringerike kommune. Tall fra Tian og Tønnessen (2014).

Rense- distrikt	Kommunalt renseanlegg				Uten RA-tilknytning i rensedistriktet (PE)
	Type	Kapasitet (PE)	Tilknyttet RA (PE)	Utslippssted	
Monserud	Kjemisk	24.000	20.449 ¹	Storelva	
Tyristrand	Kjemisk	2.000	971 ²	Tyrifjorden	
Nakkerud	Kjemisk	600	331 ²	Tyrifjorden	
Hallingby	Biologisk/kjemisk	800	628 ²	Ådalselva	
Sokna	Biologisk/kjemisk	1.500	697 ²	Sogna	
Nes i Ådal	Jordinfiltrasjon	-	126	Grunnvann	
Ringmoen	Jordinfiltrasjon	-	59	Grunnvann ³	
Totalt					

1) Per 31.12.12, 2) per 31.12.11, 3) Anlegget har nødoverløp til Ådalselva.

5.2.1 Overholdelse av kravene i utslippstillatelsen ved renseanleggene

Alle de 5 renseanleggene har krav knyttet til utslipp av tot-P, både med hensyn til rensekrav og absolutte utslipp. Kravene inkluderer overløp på renseanleggene. Som **Tabell 4** viser, har to av anleggene (Nakkerud og Hallingby) hatt problemer med å tilfredsstille rensekravene, spesielt med hensyn til prosentvis fjerning av fosfor. Overtredelsen av både prosent- og mengdeutslippene av fosfor fra Nakkerud RA skjedde i 2009, ellers har anlegget overholdt kravene, selv om de har vært relativt nær grensen i lange perioder gjennom 2008-2013. I en kommentar i årsrapporten fra renseanleggene (Tian og Tønnessen 2014) står det at Hallingby RA er vanskelig å drifte, blant annet på grunn av varierende belastning fra en påkoblet skole. Det planlegges overføring til Monserud RA (se «Planlagte tiltak på renseanleggene» lenger nede). Hallingby RA og Nakkerud RA skiller seg for øvrig ut ved at de mottok vesentlig større vannmengder enn de andre renseanleggene sett i forhold til hvor mange som er tilknyttet anlegget (hhv. 412 og 453 L/PE*d mot 249-348 L/PE*d i 2013), noe som indikerer store mengder fremmedvann inn på anleggene. Men det er kun inn til Nakkerud RA at dette ga et markant utslag på konsentrasjonen av tot-P i innløpet med et snitt på 2,55 mg/L (0,77-5,7 mg/L) i 2013 mot et snitt på 4,05-6,25 mg/L i innløpet til de andre renseanleggene. Dette gjør det vanskeligere å oppnå jevn høy rensegrad på Nakkerud RA.

Renseresultatene ved Monserud RA viser at anlegget har vært gode for fosfor, og med høy driftsstabilitet i perioden 2008-2013. De årlige utslippene har ligget på 92-191 kg (lavest i perioden 2011-2013 med 92-113 kg), som er vesentlig under rammetillatelsen på 555 kg/år. Midlere restkonsentrasjon av tot-P når vannet forlater renseanlegget har ligget på 40-80 µg/L gjennom hele perioden, mens renseeffekten har vært på 98-99 %. Dette må anses å være svært godt sammenlignet med andre tilsvarende anlegg. Monserud RA har per i dag ingen krav til fjerning av organisk stoff. Når Monserud RA nå skal utvides (se «Planlagte tiltak på renseanleggene» lenger nede) vil slike krav komme (jfr. FMiB 2002 og 2006). Resultatene fra årsrapporten (Tian og Tønnessen 2014) viser at anlegget ikke ville klart kravene knyttet til biokjemisk oksygenforbruk (BOF₅), da syv av 24 prøver ikke tilfredsstilte kravet om ≥ 70 % fjerning av BOF₅ eller ≤ 25 mg/L BOF₅ (det aksepteres at 3 av prøvene ikke tilfredsstiller kravet).

De to jordinfiltrasjonsanleggene tilfredsstiller ikke kravene til utslippskontroll og vil derfor erstattes med nye renseanlegg (se «Planlagte tiltak på renseanleggene» lenger nede).

Tabell 4. Rensekrav og utslipp av tot-P fra de kommunale renseanleggene i Ringerike i perioden 2008-2013. Tallene inkluderer utslipp via overløp på renseanleggene. Kilde: Tian og Tønnessen (2014). Grønn bakgrunn angir overholdelse av krav i utslippstillatelsen, oransje bakgrunn angir at kravene ikke er tilfredsstilt for enkelte år i den angitte perioden, mens rød bakgrunn angir at kravene ikke er tilfredsstilt for noen av årene i den angitte perioden. Det renseanlegget ikke har krav er bakgrunnen hvit.

Renseanlegg	Total-P								
	Krav			2008-2013			2013		
	mg P/l ¹	kg/år	% red.	mg/l	kg/år	% red.	mg/l	kg/år	% red.
Monserud	-	555	-	0,04-0,08	92-191	98-99	0,04	92	99
Tyristrand	0,34	37 ²	90	0,12-0,31	14,4-24,6	94-98	0,31	24,6	94
Nakkerud	0,34	21 ²	90	0,09-0,39	6,2-30	86-97	0,31	12,1	87
Hallingby	0,50	62 ²	90	0,20-0,46	16,7-45,2	88-96	0,46	45,2	88
Sokna	0,51 ³	30 ³	90 ³	0,07-0,14	4,8-12,8	97-99	0,11	7,0	98
Totalt	-	-	-	-	-	-	-	181	-

- 1) Midlere utslippkonsentrasjon over året.
- 2) Dette tallet angir andelen av totalutslippet fra rensedistriktet som utslippet fra renseanlegg har tillatelse til å utgjøre. Tallet er korrigert i forhold til opprinnelig andel gitt i utslippstillatelsen for å ta hensyn til nye tall for spesifikk pe-belastning (fra 1,7 g P/PE*d til 1,8 g P/PE*d) uten å korrigere for antall pe tilknyttet RA.
- 3) Kravene er fra den gamle rammetillatelsen og ikke den nye utslippstillatelsen fra 2008.

5.2.2 Utslipp av organisk stoff og tot-N fra renseanleggene

Alle anleggene måler også konsentrasjonene av organisk stoff i utslippet. Mens Monserud RA måler oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av det organiske stoffet (BOF₅ og KOF), måler de andre renseanleggene på løst organisk karbon (DOC). Det er laget et grovt estimat for utslipp av BOF₅ fra disse renseanleggene også, for å kunne vurdere bidraget ute i resipienten også fra utslippet fra disse renseanleggene. Ved Monserud RA måles det også på tot-N (**Tabell 5**).

Tabell 5. Utslipp av tot-N og organisk stoff målt som KOF, BOF₅ og DOC fra de kommunale renseanleggene i perioden 2008-2013. Tallene inkluderer i begrenset grad (se «Overløp på renseanleggene») utslipp via overløp på renseanleggene. Kilde: Tian og Tønnessen (2014).

Renseanlegg	Total-N		KOF		BOF ₅		DOC	
	2008-13	2013	2008-13	2013	2008-13	2013	2008-13	2013
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Monserud	61,6-85,9	84,1	212-275	222	81,6-97,6	87,3	61-67,4	57 ¹
Tyristrand	-	2,7 ³	-	7,8 ¹	-	2,7 ¹	2,0-3,5	2,0
Nakkerud	-	1,4 ³	-	3,9 ¹	-	1,3 ¹	0,84-1,2	1,0
Hallingby	-	2,6 ³	-	7,4 ¹	-	0,8 ²	1,5-2,5	1,9
Sokna	-	1,9 ³	-	5,5 ¹	-	0,6 ²	1,4-2,4	1,4
Totalt	-	93	-	247	-	96	-	63

- 1) BOF₅-utslippene er her estimert ut fra forholdet mellom DOC og BOF₅ ved Monserud RA i perioden 2008-2010 ($0,26 \pm 0,01$ tonn C/tonn KOF og $0,75 \pm 0,07$ tonn C/tonn BOF₅) og utslippet av DOC fra disse renseanleggene i 2013. Det er da antatt at forholdet mellom DOC og BOF₅ vil være tilnærmet likt for renseanlegg med sammenlignbar type rensing (kjemisk felling), og at forholdet mellom DOC og KOF vil være tilnærmet likt for alle renseanleggene.
- 2) Samme prinsipp som for Tyristrand RA og Nakkerud RA er benyttet her, men siden disse renseanleggene også har biologisk rensing kan det forventes noe bedre fjerning av BOF₅. Det er her antatt 90 % fjerning av BOF₅ mot 70 % fjerning ved Monserud RA etter Ødegaard m.fl. (2009).
- 3) Det ble beregnet et tot-N/DOC-forhold ut fra DOC/KOF-forholdet ($0,26 \pm 0,01$ tonn C/tonn KOF) og tot-N/KOF-forholdet i perioden 2009-2013 ($0,35 \pm 0,03$ tonn N/tonn KOF) for Monserud RA. Det ble samtidig antatt tilnærmet lik N-fjerning ved alle renseanleggene. Det må her bemerkes at analyseverdiene for tot-N ved Monserud RA ikke rimer, da konsentrasjonene i samtlige utslippsprøver er høyere enn konsentrasjonene i de tilsvarende innløpsprøvene.

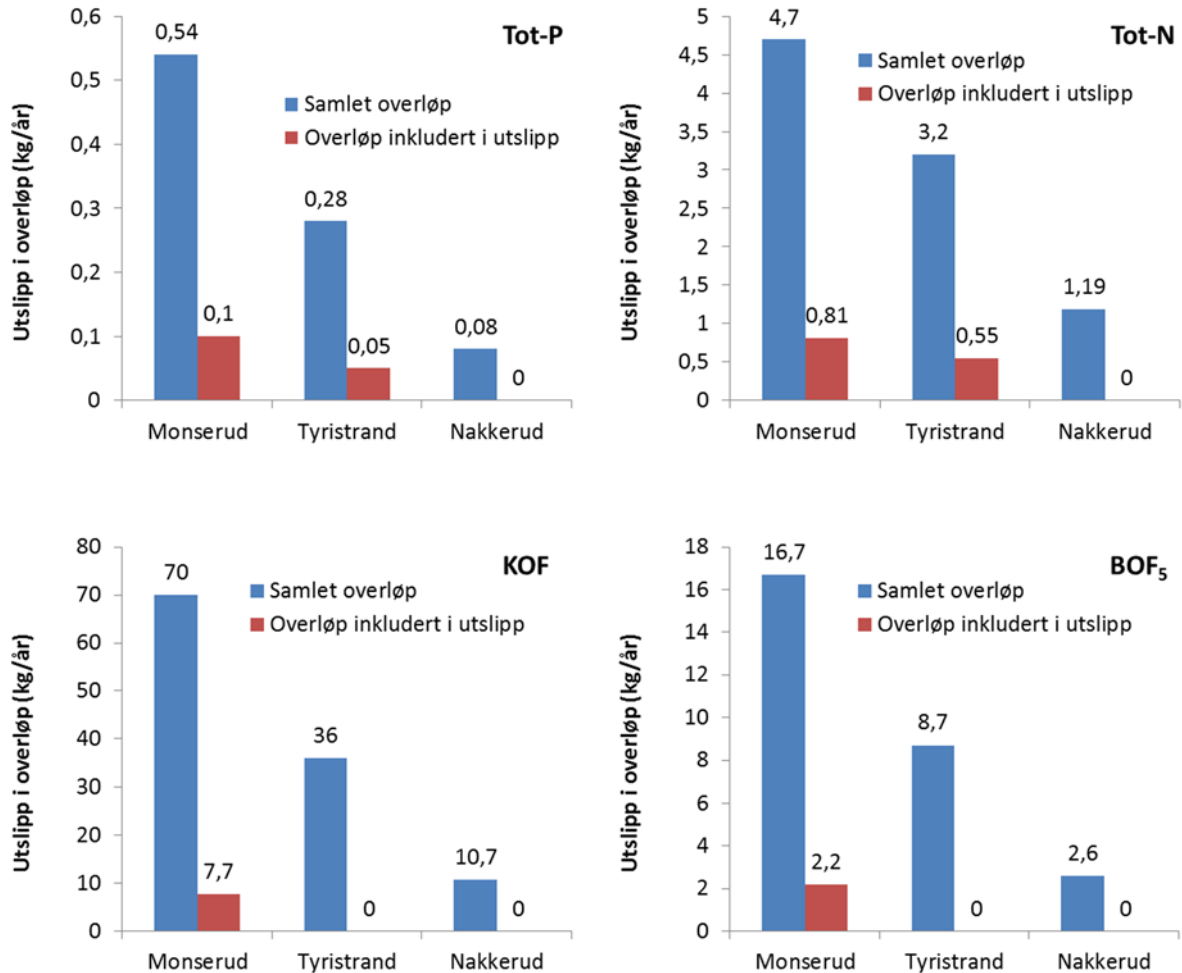
5.2.3 Overløp på renseanleggene

Alle anleggene opplever betydelig variasjon i hydraulisk belastning, sannsynligvis primært som følge av tilførsler av regnvann og smeltevann på spillvannsnettet. De samlede overløpene på hvert enkelt renseanlegg er likevel relativt beskjedne (0,015-0,21 %), siden gjennomsnittlig tilrenning til anleggene er relativt lav i forhold til den dimensjonerende tilrenningen (Q_{dim}) og den maksimal dimensjonerende tilrenningen (Q_{maxdim}) (se **Tabell 6**). De overløpene som er inkludert i utslippstallene i **Tabell 7** og **8** er kun de overløpene som har skjedd i uker med prøvetaking, og her har Tian og Tønnessen (2014) benyttet gjennomsnittskonsentrasjonen i innløpet for gjeldende uke til å beregne utslippet via overløp. Det må her også kommenteres at det er dårlig samsvar mellom innrapportert vannføring i overløp per måned og i uker med prøvetaking, noe som ser ut til å skyldes mangelfulle rutiner ved renseanleggene.

I **Figur 20** er de samlede estimerte utslippene av tot-P, tot-N, KOF og BOF5 via overløp sammenlignet med overløpsutslippene inkludert i utslippstallene i **Tabell 7** og **8**. Det framgår at kun i størrelsesorden 10-20 % av utslippene av tot-P og tot-N allerede er inkludert, men for det totale utslippet fra gjeldende RA har dette begrenset betydning (< 1 %).

Tabell 6. Overløp på renseanleggene i perioden 2008-2013, anleggenes dimensjonerende hydrauliske kapasitet og samlede tilførsler i 2013. Tall fra Tian og Tønnessen (2014).

Renseanlegg	Overløp ved RA		Q_{dim} m ³ /d	Q_{maxdim} m ³ /d	Tilførsler 2013	
	2008-2013				Snitt (min-maks) m ³ /d	Andel i overløp %
	m ³ /år	m ³ /time				
Monserud	194-2.319	389	15.360	28..800	7.107 (3.177-16.495)	0,015
Tyristrand	-	129	792	1.920	242 (100-1.694)	0,19
Nakkerud	18-1.483	108	408	840	150 (48-1.126)	0,21
Hallingby	-	20 timer	432	1.080	259 (32-1.096)	-
Sokna	-	16 timer	576	1.440	211 (93-845)	0,84



Figur 20. Samlede estimerte utslipp av tot-P, tot-N, KOF og BOF₅ via overløp sammenlignet med overløpsutslippene inkludert i utslippstallene i **Tabell 7** og **8**.

5.2.4 Gjennomførte tiltak og endringer i utslippene over perioden 2005-2013

Tabell 7 viser i hvilken grad det har skjedd vesentlige endringer i utslippene fra de 5 renseanleggene. For utvalgte parametere (vannmengde inn og utslipp av tot-P, tot-N, DOC, KOF og BOF₅) er gjennomsnittsverdiene i perioden 2005-2007 sammenlignet med tilsvarende gjennomsnittsverdier i perioden 2011-2013. Verdiene er midlet over 3 år i hver ende av perioden 2005-2013 for å dempe år til år forskjellene. Statistisk signifikante endringer er uthevet (se tabellteksten for mer detaljer om testen som ble brukt). Det er kun ved Monserud RA og Tyristrand RA at signifikante endringer ble påvist.

Ved Monserud RA har utslippet av tot-P blitt nesten halvert i perioden, samtidig som utslippene av BOF₅ har økt med ca. 40 %. Fjerningen av tot-P har vært meget god i hele perioden (98-99 %) og en svak prosentvis bedring fra 98 % til 99 % innebærer en halvering av utslippene, hvis tilførslene er tilnærmet like. Økningen i BOF₅-utslippene virker tilsynelatende reell³, der rensegraden er redusert fra 73-85 % i perioden 2005-2007 til 71-76 % i perioden 2011-2013. Det kan være vanskelig å gi noen definitiv forklaring på dette uten å gå veldig detaljert inn i prosessene på anlegget og endringer i sammensetningen av det organiske stoffet som kommer inn til anlegget (f.eks. større bruk av matolje til matlaging, som man har sett mange steder). Men samtidig er BOF₅ en usikker parameter, som er

³ Student's t-testens kriterium for signifikant endring er ikke helt oppnådd ($p < 0,05$), men det er «meget nært».

relativt sensitiv for tilsynelatende små endringer i gjennomføringen av målingene. Ut fra årsrapportene kan det se ut til at det er byttet analyselaboratorium i perioden, og dette kan også være en medvirkende årsak til endringene som observeres.

Ved Tyrstrand RA har tilførselene av avløpsvann blitt nesten fordoblet. Årsaken til denne betydelige økningen er ukjent for oss. Siden rensegraden for tot-P ved anlegget er i størrelsesorden den samme i 2011-2013 ($97,7 \pm 1,5$ %) som i 2005-2007 ($96,0 \pm 1,7$ %), er også utslippene av tot-P tilnærmet doblet.

Tabell 7. Sammenligning av gjennomsnittsverdier for ulike parametere for de 5 renseanleggene i perioden 2005-2007 og de tilsvarende gjennomsnittsverdiene i perioden 2011-2013. Usikkerheten i gjennomsnittsverdien⁴ er vist sammen med snittverdien. Den relative endringen fra perioden 2005-2007 til perioden 2011-2013 for hver enkelt parameter er vurdert ved hjelp av en standard Student's t-test (2-halet, uparet). Der testen viser at forskjellen er signifikant ($p \leq 0,05$) er endringen uthevet.

Parametere	Enhet	Utslipp			
		Snitt (\pm usikkerhet) 2005-2007	Snitt (\pm usikkerhet) 2011-2013	Student's t-test (p)	Endring (%)
Monserud RA					
Vannmengder	1000 m ³ /år	2 792 \pm 160	2 656 \pm 59	0,49	(-5)
Utslipp total-P	kg/år	188 \pm 14	104 \pm 6	0,02	-45
Utslipp total-N	tonn/år	79 \pm 1	83 \pm 2	0,17	(5)
Utslipp DOC	tonn/år	51 \pm 4	-	-	-
Utslipp KOF	tonn/år	202 \pm 24	228 \pm 3	0,38	(13)
Utslipp BOF ₅	tonn/år	66 \pm 8	91 \pm 6	0,06	(48)
Tyrstrand RA					
Vannmengder	1000 m ³ /år	68 \pm 7	127 \pm 17	0,05	88
Utslipp total-P	kg/år	12,4 \pm 3,5	19,0 \pm 2,8	0,21	(54)
Utslipp DOC	tonn/år	1,90 \pm 0,10	2,5 \pm 0,2	0,10	(33)
Nakkerud RA					
Vannmengder	1000 m ³ /år	54 \pm 6	63 \pm 6	0,39	(15)
Utslipp total-P	kg/år	16,9 \pm 8,9	9,7 \pm 1,8	0,51	(-42)
Utslipp DOC	tonn/år	1,12 \pm 0,14	1,04 \pm 0,12	0,68	(-8)
Hallingby RA					
Vannmengder	1000 m ³ /år	72 \pm 10	89 \pm 3	0,24	(23)
Utslipp total-P	kg/år	30 \pm 11	33 \pm 6	0,79	(12)
Utslipp DOC	tonn/år	1,85 \pm 0,17	1,68 \pm 0,14	0,48	(-9)
Sokna RA					
Vannmengder	1000 m ³ /år	93 \pm 7	76 \pm 5	0,12	(-18)
Utslipp total-P	kg/år	5,6 \pm 0,4	6,8 \pm 0,6	0,22	(20)
Utslipp DOC	tonn/år	1,17 \pm 0,06	1,23 \pm 0,57	0,92	(6)

Planlagte tiltak på renseanleggene

Følgende tiltak er under planlegging eller gjennomføres:

- Monserud RA er planlagt utvidet pga. forventet økt belastning, bl.a. ved overføring av avløpsvann fra Hen, Hallingby rensedistrikt og fra KUR-anleggene (kloakk uten rør) i Åsa. Dagens anlegg vil bli supplert med biologisk rensing, og samtidig vil et nytt og like stort anlegg med de samme rensetrinnene bli bygget ved siden av det gamle anlegget. Det nye

⁴ Usikkerheten i snittet er beregnet som SD/\sqrt{N} , der SD er standardavviket til snittet av de tre årlige verdiene og N er antall målinger (=3).

anlegget vil stå ferdig i 2018 og samlet kapasitet vil da være på 48 000 PE. Kapasiteten vil senere ytterligere utvides til 60 000 PE med 2035 som dimensjonerende år.

- Hallingby RA legges ned når avløpet blir overført til Monserud RA.
- Jordinfiltasjonsanlegget på Nes i Ådal skal erstattes med et nytt større mekanisk/kjemisk renseanlegg. Det gamle jordinfiltasjonsanlegget vil brukes til etterpolering/infiltrasjon. Det nye anlegget, som skal være ferdigstilt innen utgangen av 2015, vil ha en forventet renseseffekt på minst 90 % tot-P. I første omgang er det bebyggelsen vest for Begna (37 husstander) som skal tilknyttes, mens resten av bebyggelsen på Nes skal tilknyttes i et påfølgende prosjekt.
- Jordinfiltasjonsanlegget på Ringmoen ble erstattet med et nytt kjemisk-biologisk minirensesanlegg med minimumskapasitet på 150 PE, som stod ferdig høsten 2014. Det gamle jordinfiltasjonsanlegget brukes til etterpolering/infiltrasjon.

Denne sentraliseringen av avløpsbehandlingen til Monserud RA med økt fjerning av BOF₅ vil redusere de samlede utslippene i kommunen. Det går ikke fram hva slags type biologisk-kjemisk renseanlegg som vil bygges ved Monserud, men det kan forventes en BOF₅-fjerning på 80-95 %, avhengig av type anlegg (Ødegaard m.fl. 2009) mot dagens ca. 70 % fjerning. Dette vil innebære at dagens BOF₅-utslipp på ca. 91 tonn/år reduseres til ca. 17-68 tonn/år, selv om utslippene vil bli noe høyere enn disse når belastningen på anlegget øker framover. Samtidig vil utslippene av tot-P fra Hallingby reduseres fra 33 kg/år med ca. 91 % fjerning til ca. 6 kg/år med 98-99 % fjerning. Utslippene fra Hallingby og Hen vil også flyttes fra Ådalselva ned til Storelva.

5.2.5 Utslipp på grunn av feilkoblinger, lekkasjer på avløpsnett og overløp på lokale pumpestasjoner på ledningsnett

Det er vanskelig å få gode estimater for utslipp/tap under transporten fra den enkelte abonnent ut til de enkelte renseanleggene, hvis det ikke er gjort grundige undersøkelser for hele ledningsnett, også i de private delene. Lekkasjene kan deles inn i:

1. Kontinuerlige ikke-nedbørspåvirkede utslipp, som skyldes feilkoblinger (f.eks. spillvann koblet til det separate overvannsnett) og diffuse lekkasjer gjennom utette ledninger på spillvannsnett og fellesavløpsnett⁵.
2. Ikke-nedbørspåvirkede utslippshendelser, som f.eks. kan være nødoverløp på pumpestasjoner pga. pumpestopper.
3. Nedbørspåvirkede utslipp via regnvanns- og nødoverløp på ledningsnett og økt lekkasje pga. økt vannmengde i ledningene (men fører gjerne også til økt innlekking av grunnvann/drensvann i tillegg til overvann).

Tapet estimert ut fra ledningsnettets virkningsgrad

Et grovt estimat for samlet tap under transport kan man få fra den såkalte virkningsgraden til ledningsnett. Denne tar utgangspunkt i hvor store de årlige stofftilførslene (nitrogen og fosfor) ville vært om alt avløpsvannet fra abonnentene hadde kommet til det enkelte renseanlegg. Det antas da at hver abonnent slipper ut en gitt mengde tot-P og tot-N på avløpsnett hvert år⁶, og hvis alt dette finnes igjen på innløpet til renseanlegget (etter analyse av innkommende avløpsvann), er virkningsgraden 100 %. Resultatene for perioden 2008-2013 er vist i **Tabell 8**. Snittet for virkningsgraden for

⁵ Lekkasjer fra spillvannsnett inn på overvannsnett inngår i dette, da disse ledes direkte til resipient.

⁶ Ut fra vanlige dimensjoneringsregler (Ødegaard m.fl. 2009) antas det at hver tilknyttet abonnent slipper 1,8 g tot-P og 12 g tot-N på avløpsnett per dag.

ledningsnett ut til Monserud RA i perioden 2011-2013 var på 79 % og indikerer et tap på 21 % av avløpsvannet. Siden dette tilsynelatende tapet skjer ute på ledningsnett og dermed skjer uten noen form for rensing, blir det omregnete tapet av tot-P meget stort. Samlet sett utgjør det estimerte tapet på ca. 2,8 tonn tot-P i perioden 2011-2013 for alle rensedistriktene i størrelsesorden 16x mer enn de samlede årlige utslippene fra rensenanleggene dette året. Men når man ser på hvor mye virkningsgraden har variert i perioden 2008-2013, er det opplagt at virkningsgraden gir et svært usikkert estimat av det reelle tapet under transport til rensenanleggene.

Tabell 8. Estimert virkningsgrad for de enkelte rensenanleggene bestemt ut fra differansen mellom forventet årlig gjennomsnittlige tilførsler av tot-N og tot-P fra tilknyttede abonnenter og hva som ble målt i innløpet til rensenanleggene. Samt det estimerte årlige tapet på ledningsnett som den angitte virkningsgraden innebærer, målt i PE og tot-P. Det er også angitt hvor stort dette tapet er sett i forhold til utslippet fra selve rensanlegget. Usikkerheten i gjennomsnittsverdien⁷ for perioden 2011-2013 er vist sammen med snittverdien. Virkningsgradene er hentet fra Tian og Tønnessen (2014)

Rensanlegg	Virkningsgrad		Estimert tap 2011-2013		
	2008-2013	Snitt (\pm usikkerhet) 2011-2013	PE	Total-P ¹	Relativt til utslipp RA Snitt _{ledningsnett} / Snitt _{RA}
	%	%	-	kg/år	-
Monserud	75-105	79 \pm 3	4300 \pm 600	2800 \pm 400	27
Tyristrand	82-160	100 \pm 10	0 \pm 100	0 \pm 60	0
Nakkerud	60-130	81 \pm 15	63 \pm 50	41 \pm 33	4,2
Hallingby	85-167	120 \pm 24	-130 \pm 150	-83 \pm 99	(-2,5)
Sokna	85-117	89 \pm 2	77 \pm 14	50 \pm 9	7,4
Totalt	-	-	4300 \pm 900	2800 \pm 600	16,4

1) 1 PE tilsvarer 1,8 g tot-P per dag.

Tapet estimert ut fra kjente overløp og antatt lekkasjerate på ledningsnett

Alternativt kan tapene fra de tre ovennevnte lekkasje-kildene estimeres hver for seg. Det står ingenting i årsrapporten for 2013 som er knyttet til ikke-nedbørspåvirkede utslippshendelser (punkt 2) for noen av anleggene, og det er kun for Monserud rensedistrikt at det er rapportert overløp på avløpsnett. Disse ble estimert til 73 PE i 2013, men bakgrunnen for tallet er ikke gitt (Tian og Tønnessen 2014). I 2014 har kommunen rapportert inn overløpsutslipp på avløpsnett på 546 PE basert på BOF₅.

De kontinuerlige ikke-nedbørspåvirkede utslippene (punkt 1) knyttet til diffuse lekkasjer på det kommunale spillvannsnett ble estimert av NIVA til forurensningsregnskapet for Ringerike kommune i 2008 (Lindholm m.fl. 2008). Estimaten tok utgangspunkt i at det er forventet ulik grad av lekkasje avhengig av ledningsnettets alder/beskaffenhet, basert på NIVAs erfaringstall fra tilsvarende undersøkelser. En oppdatering av disse estimatene er gjort her. En nærmere beskrivelse av beregningene og hvilke antagelser som er lagt til grunn er gitt i **Vedlegg A**.

For hele kommunen ga dette et utslippsestimat på grunn av lekkasjer på 724-1094 PE/år eller 476-719 kg tot-P/år (se **Tabell 9**). Det høyeste estimatet er basert på tall fra 2014 i KOSTRA⁸, og hvis disse legges til grunn for de diffuse lekkasjene på ledningsnett (1094 PE) og legges sammen med de

⁷ Usikkerheten i snittet er beregnet som SD/\sqrt{N} , der SD er standardavviket til snittet av de tre årlige verdiene og N er antall målinger (=3).

⁸ Det laveste estimatet er basert på data fra 2007 hentet fra kommunens Handlingsplan avløp 2009-2019, mens det høyeste estimatet er basert på data for 2014 hentet ut fra KOSTRA. Hovedgrunnen til den store forskjellen i estimatene er at KOSTRA oppgir en lengde på det samlede separatsystemet som er mer enn dobbelt så langt som det som står oppgitt i Handlingsplan for avløp, og mer enn hele denne differansen er oppgitt å være spillvannsledninger fra før 1980.

tidligere oppgitte overløpstallene for 2014 (546 PE), blir utslippene av næringsalter og organisk stoff på grunn av det samlede tapet (1640 PE) under transporten til renseanleggene på **1077 kg tot-P/år, 7,2 tonn tot-N/år, 72 tonn KOF/år og 36 tonn BOF₅/år**. Det samlede tapet på 1640 PE utgjør ca. 40 % av estimatet basert på ledningsnettets virkningsgrad.

Betydningen av lekkasjetapene er svært usikre, da disse vil skje til grunnen og hva som videre skjer vil være avhenge av transportkapasiteten og filtrerings-/rensevnen i de lokale løsmassene.

Tabell 9. Estimerte årlige tap av tot-P, tot-N, KOF og BOF₅ ved lekkasjer på ledningsnett i de ulike rensedistriktene i Ringerike kommune. KOSTRA-tallene oppsummerer kun dataene for 2014 for hele kommunen samlet, men siden disse ikke samsvarer med dataene for 2007 hentet fra kommunens Handlingsplan avløp 2009-2019, er det laget to ulike estimater basert på hvert av disse datasettene. Utregningene er nærmere beskrevet i **Vedlegg A**.

Rensedistrikt	PE	Total-P	Total-N	KOF	BOF ₅
	-	kg/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Monserud	628	412	2,75	27,5	13,8
Tyristrand	42	28	0,19	1,85	0,92
Nakkerud	10,2	6,7	0,045	0,45	0,22
Hallingby	27	18	0,12	1,19	0,60
Sokna	9,3	6,1	0,041	0,41	0,20
Nes i Ådal	5,8	3,8	0,025	0,26	0,127
Ringmoen	1,9	1,2	0,0082	0,082	0,041
Hele kommunen (Handlingsplan avløp)	724	476	3,17	31,7	15,9
Hele kommunen (KOSTRA)	1 094	719	4,79	47,9	24,0

5.2.6 Avrenning av overvann fra tette flater (byområder) via det separate overvannsnett

Overvann er betegnelsen for den delen av nedbøren som renner av fra tette flater, som veier og asfalterte arealer i byer og tettsteder. Dette overvannet vasker med seg avsatte forurensninger fra eksos, atmosfærisk nedfall, partikler fra fyring og forbrenning etc., og ledes enten sammen med øvrig avløp til renseanlegg (fellesavløpssystemer), eller kanaliseres til vassdragene via et separat overvannsnett. Siden den andelen av overvannet som ledes til renseanleggene inngår i forurensningsregnskapet fra renseanleggene (inkludert overløp på renseanleggene), er det kun øvrig overvann som kommenteres her.

Overvannmengdene fra Hønefoss by og fra andre tettsteder i kommunen er estimert basert på oppgitte arealtall. Ifølge kommunens tekniske tjeneste går om lag 80 % av overvannet fra Hønefoss by til Monserud RA, og renses der sammen med øvrig avløpsvann. De resterende 20 % renner ut i grunnen eller til nærmeste vassdrag, i dette tilfelle Storelva. Andelen overvann fra kommunens øvrige tettsteder som ledes direkte til resipient, er antatt å tilsvare forholdet mellom lengden på det separate overvannsnett og den samlede lengden av overvannsnett. For å estimere forurensningene som følger med overvannet har det blitt brukt anbefalte sjablongverdier fra Miljødirektoratet (Åstebøl m.fl. 2012) for næringsalter (tot-P, biotilgjengelig P, tot-N), mens det er benyttet sjablongverdier fra www.stormtac.se for organisk stoff (KOF og BOF₅). Bakgrunnen for beregningene er nærmere beskrevet i **Vedlegg B**.

De estimerte utslippene av overvann direkte fra tette flater til resipienten er vist i **Tabell 10**. Utslippene fra Hønefoss by utgjorde i størrelsesorden halvparten av de samlede utslippene for alle

parametere. Samtidig er estimatene betydelig lavere enn estimatene som ble gjort til forurensningsregnskapet i 2008 (nederste rad i tabellen); i størrelsesorden $\frac{1}{4}$ for tot-P og $\frac{1}{2}$ for biologisk tilgjengelig P (Bio-P). Det er to hovedgrunner til dette:

1. *Vurderingen av arealfordelingen er endret:* En vesentlig større andel av arealene i Hønefoss by og de øvrige tettstedene er vurdert som villaområder, hvor en langt mindre andel av arealet er tette flater, og hvor det også er antatt at en større andel av takvannet ledes til grunnen.
2. *Konsentrasjonene i overvannet fra ulike områdetyper er justert:* De anbefalte sjablongverdiene fra Miljødirektoratet (Åstebøl m.fl. 2012) for tot-P (0,15-0,25 mg/L) ligger en del lavere enn de tilsvarende verdiene benyttet i 2008 (0,25-0,35 mg/L). Samtidig er andelen antatt biotilgjengelig fosfor vesentlig høyere i de nye anbefalingene er de antatt tidligere; nå 47-60 % mot tidligere 30 %.

I størrelsesorden $\frac{2}{3}$ av forurensningene i overvannet ledes til renseanleggene, hvor rensegraden for tot-P ligger på >90 % for de fleste anleggene (98-99 % for Monserud RA), se **Tabell 4**.

Tabell 10. Estimerte utslipp direkte til resipient av overvann fra tette flater. Bakgrunnen for estimatene er vist i **Vedlegg B**.

Tettsted (antatt resipient)	Total-P	Bio-P	Total-N	BOF ₅	KOF
	kg/år	kg/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Hønefoss (Storelva)	43	24	0,38	2,3	18,8
Tyristrand (Tyrifjorden)	14	7,5	0,12	0,71	5,9
Nakkerud (Tyrifjorden)	2,8	1,5	0,02	0,15	1,2
Hallingby (Ådalselva)	7,4	3,9	0,06	0,40	3,2
Sokna (Sokna)	5,7	3,0	0,05	0,31	2,5
Haugsbygd (Randselva/Storelva)	18,9	10,0	0,15	1,03	8,2
Hele kommunen (direkte til resipient)	91	50	0,79	4,9	40
Alt overvann fra tette flater (inkl. til RA)	265	146	2,3	14,1	116
Tall fra 2008 for hele kommunen (direkte til resipient)	352	106	-	-	-

5.2.7 Samlet utslipp fra det kommunale avløpssystemet

De samlede utslippene fra kommunens renseanlegg (inkludert internt overløp), tap fra ledningsnett og direkte utslipp via overvann fra tette flater i by- og tettsteder er oppsummert i **Tabell 11**. For å kunne sammenligne utslippene av fosfor fra de ulike kildene, har også antatt mengde biotilgjengelig fosfor (Bio-P) blitt inkludert i tabellen. Her har følgende antagelser med hensyn til hvor stor andel av tot-P som kan regnes som biotilgjengelig blitt lagt til grunn:

- Alle renseanleggene inkluderer kjemisk rensning for å fjerne fosfor, og det er derfor antatt at 30 % av tot-P er biotilgjengelig.
- I utslipp fra overløp og lekkasjer på ledningsnett er 60 % av tot-P biotilgjengelig.
- For overvann benyttes anbefalingene fra Miljødirektoratet (Åstebøl m.fl. 2012) som indikerer at 47 % og 60 % av tot-P er biotilgjengelig i overvann fra henholdsvis «tett by» (>50 % tette flater) og «åpen by» (<50 % tette flater). I denne rapporten er «tett by» satt lik sentrum og næringsområder, mens «åpen by» er vurdert å tilsvare øvrige by- og tettsteder.

Det framgår at utslippene av biotilgjengelig fosfor (Bio-P) fra renseanleggene utgjør <10 % av de estimerte totale utslippene. De desidert største utslippene er de som ble estimert for tap via spillvannsnett. Men overløpene varierer sterkt fra år til år. I 2013 var de ca. 13 % av det de var i 2014 (målt som PE) med tilsvarende lavere utslipp (i størrelsesorden 29 kg Bio-P/år). Samtidig er lekkasjene på ledningsnett usikre, da estimatet kun er basert på generelle erfaringstall fra andre steder. Det kan godt tenkes at estimatene gitt i tabellen er langt høyere enn de reelt sett er.

Tabell 11. Oppsummering av utslipp fra det kommunale avløpsnett.

Kilde	Periode	Total-P	Bio-P	Total-N	KOF	BOF ₅
		kg/år	kg/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Renseanlegg m/overløp	Snitt 2011-2013	173	52	92	255	104
Overløp ledningsnett	2014	358	215	2,41	24,1	12
Lekkasjer ledningsnett	2014	719	431	4,79	47,9	24,0
Overvann fra tette flater	Normalt nedbørsår ¹	91	50	0,79	4,9	40
Totalt		1341	748	100	332	180

- 1) Avrenningen tar utgangspunkt i et normalnedbørsår, som er gjennomsnittsnedbøren i perioden 1961-1990, men arealberegningene har tatt utgangspunkt i dagens arealbruk og gjeldende anbefalinger til konsentrasjoner i overvann fra ulike områdetyper. Se mer detaljer i **Vedlegg B**.

5.3 Utslipp fra spredt avløp

Oversikt over anlegg og anleggstyper

Kommunen mangler full oversikt over spredt avløp, både når det gjelder antall og tilstand, men det antas at en stor andel ikke tilfredsstiller dagens krav:

- Utslipp av tot-P < 1,0 mg/l (tilsvarer >90 % fjerning)
- Utslipp av BOF₅ < 25 mg/l (tilsvarer >90 % fjerning)
- Anlegg i Steinsfjordens nedbørsfelt har også krav til utslipp av bakterier: <1000 TKB/100 ml.

Kommunen vedtok i 2011 en strategi for opprydding i spredt avløp som setter mål om at alle på sikt skal ha en avløpssituasjon i tråd med gjeldende regler. De private anleggene skal ha tilsyn hvert 5. år. Tilsynsarbeidet startet i 2012 og det er allerede gitt pålegg om nye avløpsanlegg i etterkant av dette.

En foreløpig oversikt over anleggene og hva slags type rensemetode som benyttes i ulike områder av kommunen er vist i **Tabell 12**. Data er hentet fra kommunens Hovedplan Avløp 2009-2019 og 2008 Lindholm m.fl. (2008) og stammer fra forurensningsregnskapet fra 1997. Tallene viser at infiltrasjonsanlegg er den helt dominerende anleggstypen og mottar over 80 % av avløpsvannet. I tillegg til disse har kommunen bygd 14KUR-anlegg (kloakk uten rør) utformet som våtmarksfiltere med kalkholdig filtermateriale i nedslagsfeltet til Steinsfjorden. KUR-anleggene betjener 150 husstander i tillegg til én skole, én barnehage og flere fritidseiendommer. De første årene etter ferdigstillelsen i 2007 syntes anleggene å fungere tilfredsstillende, men filterbedene ble mettet langt før de forventede 15 årene var gått, og det er nå besluttet å kloakkere hoveddelen av området. To av KUR-anleggene vil erstattes med minirensenanlegg, mens resterende KUR-anlegg skal føres til Monserud RA.

Tabell 12. Estimert antall avløpsrenseanlegg i spredt bebyggelse i Ringerike kommune og antatt samlet PE-belastning på ulike typer anlegg i de ulike delnedbørsfeltene. Delnedbørsfeltene er listet i prioritert rekkefølge av tiltakszoner gitt i kommunens strategidokument for opprydding i spredt avløp (Ringerike kommune 2010).

Pri.	Del- nedbørsfelt	Totalt # anlegg	Tett	Infiltra-	Mini-	Sand-	Slam-	Direkte	Alle
			tank	sjon	rense-	filter	avskiller	utslipp	PE
			PE	PE	PE	PE	PE	PE	PE
1	Steinsfjorden	152	15	166	1	7	91	19	299
2	Sokna	1 292	194	2103	16	12	168	28	2521
3	Tyrifjorden	384	50	545	4	12	121	16	749
4	Randselva- Storelva	1 300	198	2145	17	10	140	21	2531
5	Ådalselva	872	125	1354	10	0	116	32	1702
	Samlet	4 000	582	6313	48	41	636	116	7802

Estimerte utslipp fra spredt avløp

Den forventede renseseffekten med de enkelte anleggstypene er vist i **Tabell 13**, og er hentet fra Norsk Vann sin veileder til kommunene for etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse (Vogelsang m.fl. 2013). Den angitte renseseffekten betinger at anleggene er riktig dimensjonert, er av nyere dato og får nødvendig driftsoppfølging og tilsyn. Det ble f.eks. bygd mange sandfilteranlegg på 70- og 80-tallet, og disse var ofte underdimensjonerte, samtidig som sanden i filteret aldri ble skiftet ut. I retningslinjene fra 1985 er disse forholdene rettet på, men anleggene fra før denne tid vil mest sannsynlig ikke fungere tilfredsstillende.

I utgangspunktet er det kun følgende løsninger som vil kunne tilfredsstillende de angitte kravene til tot-P og BOF₅:

- Infiltrasjonsanlegg
- Filteranlegg/konstruert våtmarksfilter
- Biologisk-kjemiske minirensenanlegg
- Tett tank for toalettavløp og separat rensing av gråvann

Tabell 13. Forventet renseseffekt med ulike typer anlegg brukt til behandling av avløpsvann i spredt bebyggelse (Tabellen er et utdrag av Tabell 14.3 i Vogelsang m.fl., 2013).

Type teknisk avløpsløsning	Forventet fjerning (%)				Tillatt løsning i kommunen
	Total-P	BOF ₅	Total-N	Bakterier	
Tett tank for svartvann	80	40-75	90	3-4 log	Kun hvis andre løsninger ikke mulig
Infiltrasjonsanlegg	>90	>90	30-50	4-6 log	Lukket anlegg
Filterbed/konstruert våtmarksfilter	>90	>90	>50	4-6 log	Med forfilter
Biologisk-kjemisk minirensanlegg	90	90	20-40	4-5 log	Ja. Ikke spesifisert type
Biologisk minirensanlegg	15-60	>90	20-40	1-2 log	
Kjemisk minirensanlegg	90	50-70	20	1-2 log	
Sandfilteranlegg	0-80	>90	20-50	3-6 log	Kun for gråvann ved rehabilitering
Kun slamavskiller	5-10	20-30	5-10	0-1 log	Nei
Biologisk filter for gråvann ¹	95	95	95	6-12 log	Kun for gråvann

1) Renseresultatet er avhengig av at toalettavløpet håndteres separat og uten utslipp (avløpsfritt toalett eller tett tank).

De estimerte utslippene av tot-P, BOF₅ og tot-N fra spredt avløp i de ulike delnedbørsfeltene er vist i **Tabell 14**. En nærmere beskrivelse av bakgrunnen for estimatene er gitt i tabellteksten. Sannsynligvis er utslippene fra sandfilteranleggene høyere enn angitt, men dette omfatter likevel trolig kun et begrenset antall anlegg. uansett.

De samlede utslippene av tot-P er på ca. 1 tonn/år, hvor drøyt 40 % stammer fra infiltrasjonsanlegg og ca. 40 % stammer fra slamavskillere. Selv om slamavskilleranleggene ikke mottar mer enn ca. 8 % av PE-belastningen i den spredte bebyggelsen, står de altså for en vesentlig del av utslippene. Dette er også en anleggstype som ikke er akseptert i henhold til kommunens strategi for opprydding (jfr. **Tabell 13**).

Tabell 14. Estimerte utslipp av tot-P, BOF₅ og tot-N fra spredt avløp i de ulike delnedbørsfeltene etter hva slags anleggstype som er antatt i bruk. Estimatenes er basert på de angitte rensegradene i **Tabell 13** og PE-belastningene angitt i **Tabell 12** med følgende PE-faktorer for tot-P, BOF₅ og tot-N; 1,8 g tot-P/PE*d, 60 g BOF₅/PE*d og 12 g tot-N/PE*d.

Del-nedbørsfelt	Tett tank ¹	Infiltrasjon	Mini-rens-Anlegg ²	Sand-filter	Slam-avskiller	Direkte utslipp	Alle
Utslipp av total-P (kg/år)							
Steinsfjorden	2	11	0,1-0,6	1-5	55	12	84
Sokna	25	138	1-9	2-8	102	18	294
Tyrifjorden	7	36	0,3-2	2-8	74	11	132
Randselva-Storelva	26	141	1-9	1-7	85	14	275
Ådalselva	16	89	0,7-6	-	70	21	200
Samlet	76	415	15	16	387	76	985
Utslipp av BOF₅ (tonn/år)							
Steinsfjorden	0,08-0,20	0,36	0,006-0,011	0,015	1,50	0,42	2,4
Sokna	1,1-2,5	4,6	0,035-0,18	0,026	2,8	0,61	9,9
Tyrifjorden	0,27-0,66	1,19	0,009-0,044	0,026	2,0	0,35	4,0
Randselva-Storelva	1,1-2,6	4,7	0,037-0,19	0,022	2,3	0,46	9,4
Ådalselva	0,68-1,6	3,0	0,022-0,56	-	1,9	0,70	6,8
Samlet	5,4	13,8	0,32	0,09	10,4	2,5	33
Utslipp av Total-N (tonn/år)							
Steinsfjorden	0,007	0,36-0,51	0,003-0,004	0,015-0,025	0,37	0,083	0,92
Sokna	0,085	4,6-6,4	0,042-0,056	0,026-0,042	0,68	0,123	6,5
Tyrifjorden	0,022	1,19-1,67	0,011-0,014	0,026-0,042	0,49	0,070	2,1
Randselva-Storelva	0,087	4,7-6,6	0,045-0,060	0,022-0,035	0,57	0,092	6,5
Ådalselva	0,0055	3,0-4,2	0,026-0,035	-	0,47	0,140	4,3
Samlet	0,26	16,6	0,15	0,12	2,6	0,51	20

- 1) I prinsippet kan alt avløpet gå til tett tank. Dette er imidlertid en løsning som ikke er å anbefale, da det fordrer hyppig tømning. Estimatenes her er basert på at alt toalettavløp ledes til tett tank, mens gråvann går urensset ut. Det kan også etableres et gråvannrensaneanlegg, som bidrar til ytterligere fjerning av tot-P, BOF₅ og tot-N (jfr. **Tabell 13**).
- 2) For minirensaneanlegg er de laveste utslippsestimatene for biologisk-kjemiske anlegg, mens de høyeste utslippsestimatene er for biologiske og eller kjemiske anlegg (jfr. **Tabell 13**).

6. Tilførsler fra jordbruket i 2014

6.1.1 Metode og datagrunnlag

Metodikken for beregning av tap av næringsstoffer i denne rapporten baserer seg i stor grad på den årlige TEOTIL-rapporteringen. Metoden vi har brukt er den samme som for forurensningsregnskapet fra 2008 (Lindholm m.fl., 2008). Denne rapporten tok utgangspunkt i de beregnede tap for 1996 (Borgvang m.fl., 1997), fratrukket effekter av endringer i vekstfordeling, jordarbeiding og andre tiltak utført i 2007 sammenliknet med 1996. På samme vis er beregningene for 2014 gjort med utgangspunkt i beregningene for 2007 ved å estimere nitrogen- og fosfor-tap på grunnlag av de endringene i driftspraksis som har skjedd i 2014 i forhold til 2007.

Nitrogen- og fosfortap blir håndtert i to fraksjoner i beregningene: løst og partikulært. Den partikulære delen er beregnet via jorderosjon basert på erosjonsrisiko fra jordsmonnsmark hentet fra Skog og Landskap. I beregningen av jorderosjon er vekstfordeling summert i 4 grupper: eng/beite, høstkorn, vårkorn og annen åkerdrift. Disse vekstfordelingene kombineres med ulike jordarbeiding som gir varierende risiko for erosjon og tap av næringsstoffer. Arealer med høstkorn samt pløying av jordbruksarealer om høsten er de to driftsformene som gir størst risiko for erosjon og avrenning av næringsstoffer, mens eng/beite gir minst risiko. Effekten av jordarbeidingstiltak på erosjon har vist seg å øke med erosjonsrisikoen. Dvs. at å utføre jordbrukstiltak på arealer med høy erosjonsrisiko gir større effekt enn å utføre jordbrukstiltak på arealer med lav erosjonsrisiko. Samtidig avtar andelen løst fosfor med økende erosjonsrisiko.

Registerdata fra søknad om produksjonstilskudd og regionale miljøprogram for 2014 er mottatt fra SSB. Data om den enkelte driftsenhet er deretter koblet sammen ved bruk av landbruksregisteret og data om registrert jordleie. For å knytte registerdata til jordbruksareal, har vi benyttet digitale kart over jordsmonn med erosjonsrisiko fra Skog og landskap. Jordsmonnsmarkene er deretter knyttet til eiendommer ved kobling mot digitale eiendomskart fra Statens kartverk, og til driftsenheter ved kobling mot Landbruksregisteret og jordleieregisteret. Informasjon om fangdammer i kommunen er mottatt fra landbrukskontoret i Hole og Ringerike. Retensjonen i fangdammer kan regnes ut med likningen:

$$(46,4 * 100 * \text{Fangdamareal} / \text{Nedbørsfeltareal}) + 56,6) / 100) * 0,7).$$

I beregningen er det tatt utgangspunkt i at SS-retensjonen er større enn P-retensjonen, da det er mindre retensjon av små fosforrike partikler. For fangdammer er P-retensjonen beregnet til å utgjøre 70 % av SS-retensjonen.

Informasjon om tilstanden til gjødsellagre, samt husdyr tilhørende gjødsellagre i kommunen er mottatt fra landbrukskontoret i Hole og Ringerike, og er hentet fra søknad om produksjonstilskudd. Beregninger for gjødselproduksjon baserer seg på innhold av totalt P og N som er hentet fra Sundstøl & Mroz (1988). Gjødselhauger er en annen kilde til næringsstoffavrenning, men det er ikke mulig å beregne hvor mye tilførsel det evt. kommer fra gjødselhaugene. Dataene er basert på vurdering/antakelse og det er ikke blitt foretatt befarings på de enkelte eiendommer. Lekkasje fra gjødsellagre beregnes på samme måte som NIVAs forurensningsregnskap fra 1997 og 2008, på grunnlag av N- og P-innholdet i innelagret husdyrgjødsel pr. år for de ulike husdyrslag. Innholdet av total P og N i husdyrgjødsel er hentet fra Sundstøl og Mroz (1988). Koeffisienter for N og P-tap fra gjødsellager er hentet fra Lundekvam og Berge (1989). Det er antatt en P-lekkasje på 0,075 % for gjødsellager med høy standard og 0,33 % for gjødsellager med middels standard. Tilsvarende for nitrogen er det antatt en lekkasje på 0,45 % for gjødsellager med høy standard og 1,4 % for gjødsellager med middels standard.

6.1.2 Generelt om jordbruket i Ringerike

I følge tall hentet fra søknad om produksjonstilskudd er jordbruket innen Ringerike kommune dominert av kornproduksjon. Det finnes også innslag av melke- og kjøttproduksjon (storfe, sau, gris og fjærkre). Det er rundt 70 km² dyrka mark i Ringerike kommune. Korn er det dominerende vekstslaget med et areal på 51104 dekar (67,4 % vårkorn og 5,5 % høstkorn) pr 31.7.2014 i følge søknad om produksjonstilskudd. Dette utgjør 73 % av det totale landbruksarealet, det resterende arealet fordeler seg på eng, beite og annet. Arealer med redusert/utsatt jordarbeiding, som i dette tilfelle betyr arealer som overvintrer i stubb med etterfølgende jordarbeiding på våren, består av 12523 daa pr 31.7.2014. Dette tilsvarer 25 % av kornarealet. De tekniske anleggene i nedslagsfeltet er overveiende gode og avrenningen fra punktkilder er liten. **Tabell 15** og **16** viser en oppsummering av vekstfordeling for henholdsvis 2007 og 2014.

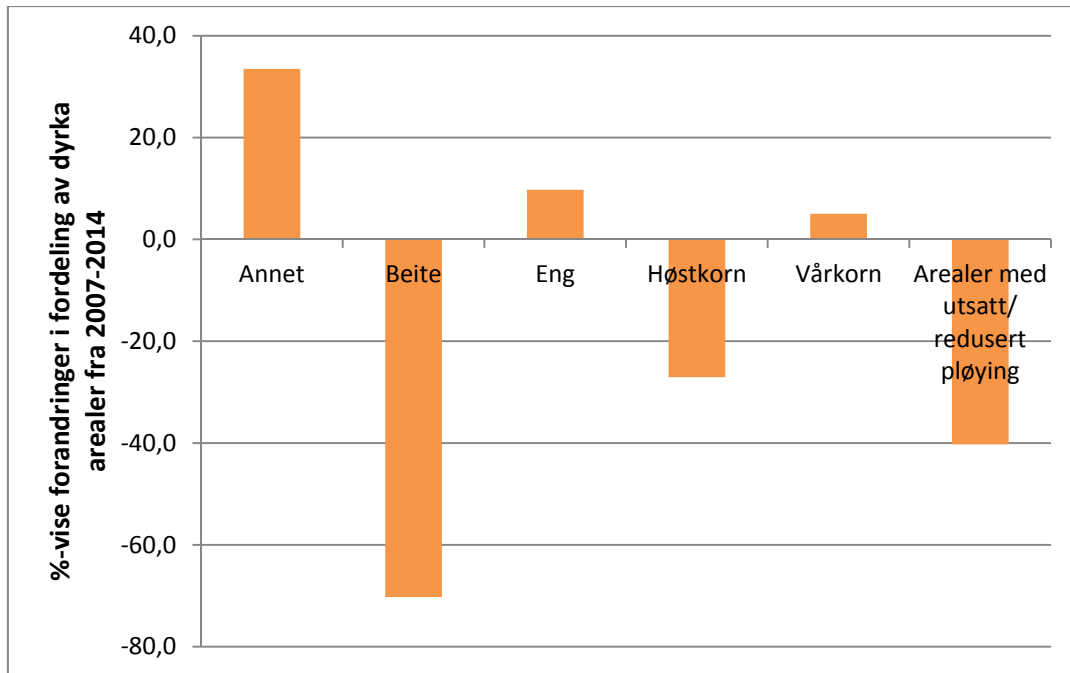
Tabell 15. Vekstfordeling etter søknad om produksjonstilskudd pr. 31.7.2007.

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	SUM
Sum jordbruksareal (daa)	5413	21423	10273	10745	6736	6098	9362	70050
Annet (%)	7.0	5.8	2.1	2.3	9.7	3.2	0.4	4.2
Beite (%)	2.2	6.4	5.5	5.8	11.5	4.3	6.4	6.2
Eng (%)	17.5	15.2	23.6	21.6	4.3	7.3	29.9	17.8
Høstkorn (%)	6.7	3.9	10.7	8.8	5.6	7.1	13.4	7.6
Vårkorn (%)	66.6	68.7	58.1	61.4	68.8	78.0	50.0	64.2
Redusert jordarbeiding (%)	20.0	35.1	32.6	33.2	21.7	10.7	35.5	29.9

Tabell 16. Vekstfordeling etter søknad om produksjonstilskudd pr. 31.7.2014.

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	SUM
Sum jordbruksareal (daa)	5413	21423	10273	10745	6736	6098	9362	70050
Annet (%)	0.4	4.8	4.4	9.2	8.8	2.4	7.6	5.6
Beite (%)	2.8	1.9	0.0	0.5	7.6	2.8	0.0	1.8
Eng (%)	5.8	20.3	22.9	21.9	8.8	9.8	33.6	19.6
Høstkorn (%)	6.3	3.7	6.7	4.1	6.4	14.8	3.1	5.5
Vårkorn (%)	84.7	69.4	66.0	64.2	68.4	70.2	55.7	67.4
Redusert jordarbeiding (%)	12.8	20.0	24.8	16.8	15.0	7.1	18.7	17.9

I følge tall fra statistisk sentralbyrå har vekstfordelingen forandret seg noe fra 2007 til 2014. Spesielt har arealer med utsatt/ redusert jordarbeiding gått ned. Arealer med redusert/utsatt pløying har gått ned fra 20958 daa til 12523 daa fra 2007 til 2014, noe som tilsvarer en nedgang på 40 %. **Figur 21** viser hvordan fordelingen av dyrka arealer har forandret seg mellom 2007 til 2014.



Figur 21. Prosentvise forandringer i dyrka arealer fra 2007 til 2014. Negative tall indikerer en nedgang i arealer fra 2007-2014.

6.1.3 Arealavrenning

Tabell 17 og **Tabell 18** viser en oppsummering av beregnet diffus nitrogen- og fosforavrenning fra jordbruksarealene i Ringerike for henholdsvis 2007 og 2014.

Når man skal tolke resultatene må man være varsom pga. usikkerheter i beregningene, spesielt gjelder dette de absolutte tapene. Overvåkningsdata som er samlet inn fra JOVA-overvåkingen viser at for typiske kornarealer på Østlandet ligger total fosforavrenning på ca. 200g/daa (Mørdre på Romerike og Skuterud i Follo), mens nitrogenavrenningen ligger på 2 kg/daa (Mørdre) og 5 kg/daa (Skuterud) (Bechmann & Deelstra 2013). For Ringerike er det for år 2014 beregnet et tap av næringsstoffer på henholdsvis 3 kg N/daa og 66 g P/daa. Spesielt fosforavrenningen beregnet for Ringerike ligger en del lavere enn det som er forventet for typiske kornarealer på Østlandet og vi mistenker at fosfortapene er noe underestimert.

Det er imidlertid lettere å sammenlikne de relative forandringene i næringsstofftap som følge av forandringer i jordbruksdrift med de tidligere rapportene ved å benytte samme metode som tidligere.

Tabell 17. Beregnet fosfor- og nitrogenavrenning for året 2007.

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	SUM
Arealavrenning P, tonn/år	0,36	1,27	0,62	0,59	0,37	0,37	0,56	4,13
Arealavrenning P, g/daa	66	59	60	55	54	60	60	59
Arealavrenning N, tonn/år	14,4	56,9	26,6	27,4	15,9	15,0	24,1	180,3
Arealavrenning N, kg/daa	2,7	2,7	2,6	2,6	2,4	2,5	2,6	2,6

Tabell 18. Beregnet fosfor- og nitrogenavrenning for året 2014

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	SUM
Arealavrenning P, tonn/år	0,41	1,43	0,67	0,68	0,39	0,38	0,65	4,62
Arealavrenning P, g/daa	76	67	65	63	58	62	70	66
Arealavrenning N, tonn/år	14,9	55,9	25,7	26,7	14,8	14,2	23,6	175,8
Arealavrenning N, kg/daa	2,8	2,6	2,5	2,5	2,2	2,3	2,5	2,5

6.1.4 Avrenning fra gjødsellagre

I **Tabell 19** er det satt opp en fordeling av husdyr, samt en beregning av total årlig gjødselproduksjon av fosfor og nitrogen pr 1.1.2015.

Tabell 19. Husdyrstatistikk (antall dyr) og innhold av P og N i produsert gjødsel. Etter søknad om produksjonstilskudd pr. 1.1.2015.

	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
Melkeku	0	129	0	8	0	0	0	137
Andre storfe	39	519	25	128	18	38	511	1278
Ammekyr	31	240	37	52	15	15	383	773
Avlssau	0	428	204	508	169	272	449	2030
Avlsgris	0	0	7	4	62	0	0	73
Slaktegris	475	0	132	383	155	0	0	1145
Verpehøner	7500	84	30000	40	7500	0	22500	67624
Slaktekylling	0	0	0	144465	0	0	0	144465
Gjødselproduksjon, kg P/år	2322	7605	6734	46223	2457	868	11666	33975
Gjødselproduksjon, kg N/år	11097	58367	27849,5	26509	10922	6469	71905	197143

Det antas at ammekubesetningene og sau stort sett går på talle eller løsstrø, mens besetningene med verpehøner og slaktekylling går på tørt strø. Det vil dermed være liten avrenning av N og P fra disse.

Fra landbrukskontoret i Hole og Ringerike blir det oppgitt at det finnes 19 gjødsellager i kommunen, hvor 8 er av høy standard og 11 er av middels standard. Det antas at en del av ammekubesetningen går på talle og disse er ikke tatt med i beregningene. Det samme gjelder sau, hvor nesten samtlige besetninger går på talle. Besetningene med verpehøner og slaktekylling går på tørt strø. Noen få lagrer tørrstrø ut i haug over vinteren, men de aller fleste har eget gjødsellager hvor gjødsla lagres. For hele kommunen er det beregnet et årlig utslipp fra gjødsellager på 9 kg fosfor og 262 kg nitrogen. **Tabell 20** inneholder oversikt over gjødsellagre og lekkasjer pr. delnedbørfelt. Fra år 2007 til 2014 har P-tilførsel fra gjødsellager gått ned fra 17,5 til 9 kg. N-tilførselen har gått ned fra 440 til 262 kg. Tilførselstallene for 2014 er imidlertid usikre da dataene er basert på vurdering/antakelse og det er ikke blitt foretatt befaring på de enkelte eiendommer.

Tabell 20. Antall gjødsellager (høy og middels standard) og beregnet mengde gjødselproduksjon av fosfor og nitrogen i kg/år og lekkasjer i kg/år i år 2007.

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrfjorden	SUM
Ant. Gjødsellager - høy	1	5	0	0	1	0	1	8
Ant. Gjødsellager - middels	0	5	1	3	0	0	2	11
Gjødselproduksjon, kg P/år	587	3285	94	546	465	0	790	5766
Lekkasje, kg P/år	0,4	5	0,3	2	0,3	0	1	9
Gjødselproduksjon, kg N/år	3168	20769	468	2967	1612	0	4843	33826
Lekkasje, kg N/år	14	152	7	42	7	0	41	262

6.1.5 Avrenning fra siloanlegg og melkerom

Det er ikke kjent at det eksisterer siloanlegg i kommunen i dag. Rundballene har tatt helt over denne funksjonen. Det kan være avrenning av silosaft fra lagerplasser for rundballer, men dette er ikke vanlig, og det foreligger ingen opplysninger om evt. slikt tap. Det finnes videre fem melkebønder i kommunen, og etter det vi vet har disse tilfredsstillende oppsamling for melkeromsavløp. Det er ikke kjent at det utgjør en kilde til forurensning, og i så tilfelle er denne forsvinnende liten i forhold til andre kilder.

6.2 Samlet oversikt over avrenningen fra jordbruket i 2014

Avrenning av fosfor og nitrogen til vassdrag kommer fra to ulike kilder. Det meste av næringsstofftransporten stammer fra diffus arealavrenning, mens en liten del stammer fra utette gjødsellager. **Tabell 21** gir en samlet fremstilling over avrenningen i Ringerike kommune. Total avrenning av P for 2014 er beregnet til ca. 4,7 tonn, mens for N-avrenningen utgjorde dette ca. 176 tonn. Dette er en økning i P-avrenning på 14,6 % sammenliknet med år 2007. Årsaken til økningen i P-avrenningen er en økning i arealer som pløyes på høsten. Nitrogenavrenningen har gått ned med 2,8 % sammenliknet med år 2007.

Tabell 21. Samlet oversikt over avrenningen av fosfor (tonn P år⁻¹) fra jordbruket til ulike deler av Ringerike kommune i 2014.

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrfjorden	SUM
Arealavrenning - jordbruk kg P/år	410	1432	671	675	393	380	654	4615
Lekkasjer fra gjødsellager kg P/år	0,4	5	0,3	2	0,3	0	1	9
Sum P fra jordbruket tonn P/år	0,4	1,4	0,7	0,7	0,4	0,4	0,7	4,7

Tabell 22. Samlet oversikt over avrenningen av nitrogen (tonn N år⁻¹) fra jordbruket til ulike deler av Ringerike kommune i 2014

Område	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrfjorden	SUM
Arealavrenning - jordbruk kg N/år	14946	55904	25680	26719	14796	14205	23575	175825
Lekkasjer fra gjødsellager kg N/år	14	152	7	42	7	0	41	262
Sum P fra jordbruket tonn N/år	15	56	26	27	15	14	24	176

7. Egnethetsvurderinger

7.1 Klassifisering av brukerinteressene

Vannkvalitetens betydning for ulike brukergrupper har betydelig relevans, også i Vannforskriften. Ulike behov og funksjoner kan lett komme i konflikt med hverandre, som når vassdrag både skal brukes som resipient, som drikkevannskilde og til rekreasjon. Ulike miljøhensyn og vernetiltak kan også komme i konflikt med spesifikke brukerinteresser, knyttet til spørsmål som for eksempel:

- Kan man drikke vannet?
- Er det trygt å spise fisken?
- Er vannet rent nok til bruk i næringsmiddelindustrien?
- Er vannet egnet til landbruksformål?
- Blir det mer fisk i elvene?
- Gir vannet oss mulighet til bading og rekreasjon?

I Ringerike kommune, som får sitt drikkevann fra grunnvannsreservoarer, er brukerinteressene i hovedvassdragene særlig knyttet til landbruk (jordvanning) og til rekreasjon (bading, båtliv, fritidsfiske). Det finnes ingen samlet oversikt over viktige brukerinteresser i kommunen, men Opperud (2008) har undersøkt nordre Tyrifjorden, Væleren og Ådalselva.

Ved vurdering av *badevann og rekreasjon* er særlig innholdet av tarmbakterier viktig. I tillegg vil siktedypet ha betydning, og generelle estetiske kriterier i og rundt badeplassen. For *fritidsfiske* er eutrofiering, pH, alkalitet og vannets oksygeninnhold viktige variabler som legges til grunn. Egnethet for *jordvanning* bestemmes fortrinnsvis ved innholdet av tarmbakterier, særlig om vannet skal nyttes til bær og grønnsaker. Men også alger som setter lukt og smak eller produserer giftstoffer kan være problematiske i en del lokaliteter.

Solheim m.fl. (2008) har foreslått klassifisering av vannkvalitet i forhold til ulike brukerinteresser, der ulike parametre skal vurderes, i tråd med den aktuelle brukerinteressen. I det følgende gis en kort oversikt, og noen kommentarer relatert til situasjonen i Ringerike kommune.

7.1.1 Bading, rekreasjon, båtliv

Hønefoss Båtforening og Tyrifjord Båtforening er interesseorganisasjoner for det lokale båtlivet i regionen, som er knyttet til både Tyrifjorden, Steinsfjorden og Storelva, og både i forhold til lystbåter og bading er kriteriene for badevann av særlig interesse. Båtlivet på Tyrifjorden og opp Storelva er mangfoldig og populært, og båtantalet er stadig økende. I etablerte bådrev er det idag plass til nær tusen småbåter, i tillegg til private brygger og bøyer. Stiftelsen Glatved brygge (<http://www.glatved.no/storelva.htm>) har vært et ressurscenter som har forestått oppmudring i Storelva, for å bedre mulighetene for båttrafikken mellom Tyrifjorden og Hønefoss. Restaurering av bryggeanleggene i Hønefoss vil ventelig føre til økning av båttrafikken på Storelva. Båtfolket er organisert i Tyrifjord Båtforening (<http://www.tyrifjorden.no/kart.aspx>) og Hønefoss Båtforening (<https://www.facebook.com/pages/H%C3%B8nefoss-B%C3%A5tforening/161241667419271?fref=photo>).

Fritidsfisket er også variert, og Tyrifjorden har 15 fiskearter. Ørreten er av god kvalitet, og den lokale stammen som gyter i Randselva er blant de mest grovvokste i landet. Regelmessig tas fisk på opptil 6-8 kg. I Steinsfjorden er det mindre ørret, men til gjengjeld svær gjedde og abbor. Her er edelkreps en viktig ressurs, som også er av økonomisk betydning. Etter intensivt krepsefiske i 1980-årene, da over 6 tonn ble tatt ut pr år, falt fisket til om lag 2 tonn, og det er få tegn til bedring. Overfiske, i kombinasjon med gjengroing av vasspest og økt bestand av krepsespisende fisk (abbor), er trolig årsak til forholdet.

Det finnes en rekke populære badeplasser. Fra Røsholmstranda i Nordfjorden og hele veien rundt gjennom Steinsfjorden, og dessuten på mange av øyene, byr Tyrifjorden på fine bademuligheter, og tiltrekker seg tusenvis av sommergjester. Mange av strendene er opparbeidet med passende fasiliteter, som sanitærtjenester, grillplasser, avfallshåndtering m.v.

Badevannets kvalitet forringes særlig av tarmbakterier og algegifter (microcystin), men også svekket siktedyp og forhøyete klorofyll-konsentrasjoner gjør vannet mindre egnet til bading. På bakgrunn av Vannforskriften er det satt frem nye forslag til kvalitetskriterier for badevann, forankret i EUs badevannsdirektiv. Sistnevnte tar kun hensyn til bakterier (intestinale enterokokker og *E. coli*), men Solheim m.fl. (2008) har i sitt forslag lagt til supplerende parametre, blant annet micorcystin (**Tabell 23**). Forekomsten av *Planktothrix* i Steinsfjorden har flere ganger ført til produksjon av microcystinverdier over 10 µg/L (Ballot 2015). Nivåene har vært overvåket av NIVA i sommerperioden, men i overflatevannet holdt de seg det meste av 2014 på et nivå som gjorde vannet "godt egnet" til badevann. På 8-14 meters dyp var imidlertid konsentrasjonene betydelig høyere (20 - 40 µg/L). Ut fra de (noe mangelfulle) dataene som finnes på TKB var vannkvaliteten i de øvrige hovedvassdragene "meget godt egnet" som badevann.

Tabell 23. Foreslåtte kriterier for badevannskvalitet, i henhold til Vannforskriften og EUs Badevannsdirektiv (fra Solheim m.fl. 2008).

Parameter	Benevn.	Meget godt egnet (Excellent)	Godt egnet (Good)	Tilstrekkelig egnet (Sufficient)	Dårlig egnet (Poor)
Intestinale enterokokker	ant/100 ml	<200 ¹⁾	200-400 ¹⁾	≤ 330 ²⁾	> 330 ²⁾
<i>E. coli</i>	ant/100 ml	<500 ¹⁾	500-1000 ¹⁾	≤ 900 ²⁾	> 900 ²⁾
Farge	mg Pt/l	<30	30-60	60-90	>90
Turbiditet	FNU	<2	2-5	5-10	>10
Siktedyp	m	>4	2-4	1-2	<1
Klorofyll a	µg/l	<5	5-10	10-20	>20
Microcystin*	µg/l	<1	1-5	5-10	>10

¹⁾ = Basert på 95-percentilen

²⁾ = Basert på 90-percentilen

* WHO grenser er 1 µg/L for drikkevann og 10 µg/L for badevann

7.1.2 Jordvanning

Både den tidligere SFT veilederen og Vannforskriften stiller krav til vannkvalitet for jordvanning. SFT sondret mellom tre ulike vanningsbehov, som fordret ulike krav til vannkvalitet. Det primære kvalitetskriteriet var konsentrasjonen av TKB, men også tot-P og klorofyll ble vurdert som relevante parametre for å vurdere egnethet for jordvanning. Det ble sondret mellom tre noe ulike behov, der det første var mest sårbar:

- Frukt, bær og grønnsaker som blir spist rå uten å skrelles.
- Vekster som skrelles eller varmebehandles før de spises.
- Korn eller belgvekster, forvekster som tørkes eller ensileres, samt vekster i idretts- og parkanlegg.

Solheim m.fl. (2008) gjør bruk av de samme rammekriteriene, men sammenlignet med SFTs system foreslås noe skjerpede klassegrenser (**Tabell 24**).

Tabell 24. Foreslåtte klassegrenser for vannkvalitet knyttet til jordvanning (fra Solheim m.fl. 2008)

<i>Jordvanning</i>		<i>Egnehetsklasser</i>			
<i>Virksomheter av:</i>	<i>Parametre</i>	<i>Godt egnet</i>	<i>Egnet</i>	<i>Mindre egnet</i>	<i>Ikke egnet</i>
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<11	11-20	20-40	>40
	Klorofyll a, µg/L	<5	5-10	10-20	>20
Tarmbakterier	<i>E. coli</i> eller TKB ant./100 ml	<10	10-100	100-1000*	1000**

*Kan brukes restriksjonsfritt for produkter som ikke spises rå/skrelles. For produkter som spises rå bør vanning med dette vannet opphøre minst 1 uke før høsting. Eventuelt kan andre tiltak som reduserer overføring av bakterier fra vann til produkt være aktuelt, f.eks dryppvanning eller enkel vannbehandling.

**Vanning (spesielt med spreder) med vann > 1000 *E. coli*/100 ml bør unngås for alle type produkter pga smitterisiko for personer som oppholder seg i nærheten.

Ut fra det nye forslaget befinner Sokna og Storelva seg på grensen mellom "Egnet" og "Mindre egnet" til vanningsformål, dersom de observerte trendene for TKB fortsetter. Også Steinfjorden har hatt perioder med klorofyll-nivåer som ligger på den samme grensen.

8. Forslag til tiltak

8.1 Kommunaltekniske tiltak

De kommunale renseanleggene

Når de planlagte tiltakene med utvidelse av Monserud RA med samtidig overføring av avløpet fra Hallingby og den største delen av avløpet fra Åsa (KUR-anleggene) og oppgradering av jordinfiltrasjonsanleggene på Nes i Ådal og på Ringmoen, vil det kun være Nakkerud RA hvor det gjenstår utfordringer slik det ser ut i dag. Det kan se ut til at hovedutfordringen for Nakkerud er knyttet til store mengder fremmedvann på ledningsnettet. Dette kan jo være en svært sammensatt utfordring som det også kan være svært kostbart å gjøre noe med. I første omgang vil det i hvert fall være fornuftig å identifisere hvor de største mengdene fremmedvannet kommer fra.

Det bør også nevnes at rapporteringen av overløp knyttet til uker med prøvetaking bør innskjerpes, jfr. tidligere kommentarer.

Overløp på ledningsnettet

De samlede overløpene på ledningsnettet er en vesentlige større forurensningskilde for tot-P og tot-N enn utslippene av rensed avløp fra renseanleggene. De viktigste tiltakene her er jo å redusere tilførslene av overvann inn på spillvannnettet. Her er det viktig at det legges opp til separatsystem i nye områder (noe kommunen gjør) og at områdene med tilførsler prioriteres når kommunen legger om fra fellesavløpssystem til separatsystem. Gode plantegninger med hvor det spillvannnettet og overvannnettet ligger er selvfølgelig også en forutsetning for at den enkelte utfører skal kunne koble til riktig⁹. Samtidig vil den samlede effekten av tiltak knyttet til lokal overvannsdiskonering (LOD) ha stor betydning for tilførslene av overvann til spillvannnettet.

Lekkasjer på ledningsnettet

Selv om lekkasjer på ledningsnettet ser ut til å dominere utslippene fra kommunal sektor, er dette et veldig grovt estimat som sannsynligvis sier lite om de reelle lekkasjene i kommunen. Samtidig indikerer de viktigheten av å finne ut nærmere hvor store de faktisk er. Her må det gjøres et planmessig lekkasjesøk.

8.2 Tiltak i landbruket

8.2.1 Arealtiltak i jordbruket

En rekke ulike tiltak vil være aktuelle for å oppnå ønsket reduksjon i partikkel- og næringsstoffavrenning fra arealer med korndyrking. I de aller fleste tilfeller vil det være nødvendig med en kombinasjon av flere tiltak for å oppnå tilstrekkelig reduksjon.

Som tiltak mot fosforavrenning anbefales det i første rekke erosjonshindrende tiltak, dvs. tiltak som reduserer løsrivelse og transport av partikler fra jordbruksarealer til overflatevann. Jordarbeiding i form av plying, harving o.a. modifierer jordoverflatens egenskaper og har derfor stor betydning for erosjonsrisikoen i jordbruksarealer. Jordarbeiding om høsten gir større erosjonsrisiko enn

⁹ Her finnes det gode veiledere.

jordarbeiding om våren, da det ved høstpløying ikke finnes et beskyttende stubbdekke over vinteren. Etablering av grasdekte vannveier i forsenkninger på jordet er et godt tiltak mot erosjon. Grasdekte vannveier etableres ved å så et beskyttende permanent grasdekke i forsenkninger på jordet hvor vannet naturlig samler seg og eroderer jorda. Andre aktuelle tiltak vil være tiltak som filtrerer avrenningsvannet og samler opp eller binder partikler og næringsstoffer når dette først er transportert fra jordbruksarealene. Slike tiltak inkluderer grasdekte buffersoner og fangdammer. Disse anbefales i de fleste tilfeller som et tillegg til andre erosjonshindrende tiltak.

Tiltak for å forhindre avrenning av nitrogen kan være å utføre delt gjødsling og etablere fangvekster sammen med kornet. Delt gjødsling innebærer redusert gjødsling ved såing, kombinert med en eller flere gjødslinger seinere i vekstsesongen. Kornet vil dermed utnytte nitrogenet som tilføres på en bedre måte og avrenningen av N minsker. Etablering av fangvekster innebærer å så en underkultur av gras sammen med kornet. En godt voksende grasbestand tar opp vannløselig nitrogen fra midt på sommeren og fram til oktober da kornet ikke vokser og tar opp N. Samtidig bør man være klar over at særlig fosfor kan fryses ut fra fangvekster og annet plantemateriale gjennom vinteren, og potensielt bidra til noe økt tap av løst/biotilgjengelig fosfor.

I tillegg til de nevnte tiltak vil det i mange tilfeller være nødvendig med kontroll og utbedring av hydrotekniske installasjoner (kummer og drensgrøfter) for å redusere direkte transport av partikler og næringsstoffer gjennom disse systemene og ut i vassdrag. Gjødslingsplanlegging er et annet aktuelt tiltak. Ved å tilpasse gjødslingsmengder til den enkelte veksts behov og unngå overskuddsgjødsling, vil man på sikt redusere jordas innhold av næringsstoffer og følgelig risiko for tap av næringsstoffer til vassdrag. Prioriteringer av tiltak ved tiltaksplanlegging vil avhenge av ulike forhold i nedbørfeltet. Flere faktorer har betydning for avrenning og dominerende transportprosesser i et nedbørfelt. Særskilte forhold som må vurderes i hvert enkelt tilfelle inkluderer:

- Topografi
- Jordtype
- Driftspraksis og -intensitet
- Nærhet til vassdrag
- Fosfornivå i jord

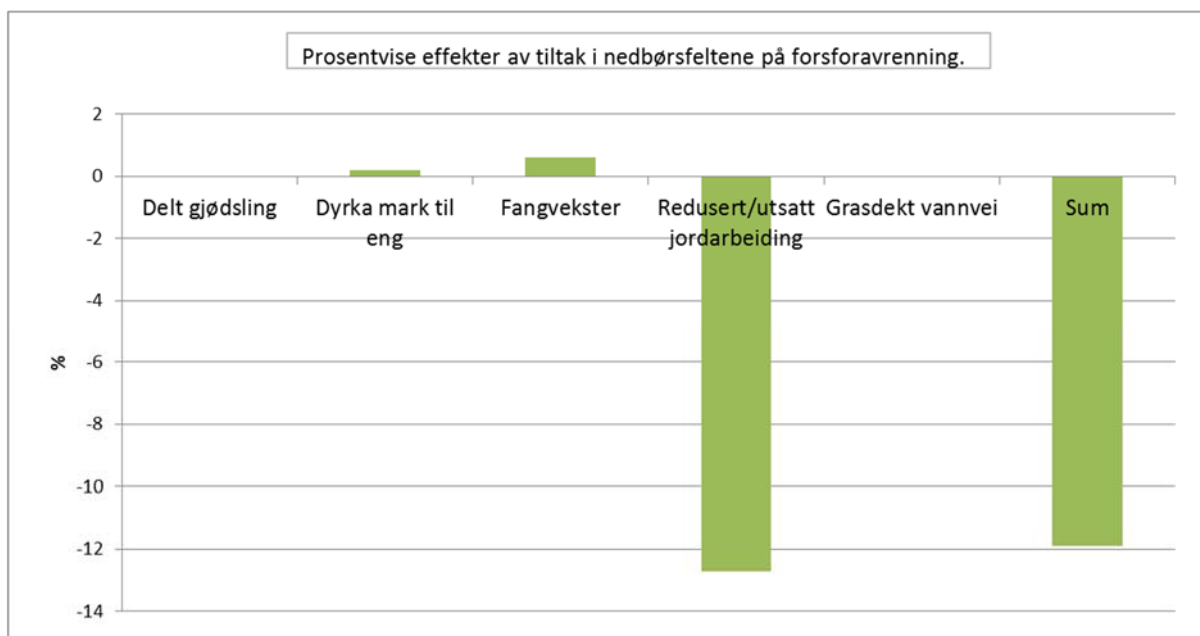
Siden forurensingsregnskapet som NIVA og Bioforsk utførte i 2008 er det ikke utført noen nye tiltak i landbruksarealene i Ringerike kommune. Derimot har arealer med utsatt/ redusert pløying gått betydelig ned. **Tabell 25** og **26** oppsummerer prosentvis effekt på fosfor- og nitrogenavrenning til vassdrag som en funksjon av forandringer i landbrukstiltakene som er gjort siden 2007.

Tabell 25. Prosentvise effekter av tiltak i nedbørfeltene på fosforavrenning. Positive tall indikerer en nedgang i P-avrenning mens negative tall indikerer en økning.

		Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Nakkerud/Tyristrand/Ask	Sum
		2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2014
Delt gjødsling	%	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrka mark til eng	%	-6,5	0,8	-0,2	0,1	2,4	1,3	1,5	0,2
Fangvekster	%	0	0,6	2,8	0,2	0	0	0	0,6
Redusert/utsatt jordarbeiding	%	-8,7	-13,9	-11,1	-15,3	-9,7	-5,1	-18,3	-12,7
Grasdekt vannvei	%	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	%	-15,2	-12,5	-8,6	-15	-7,4	-3,8	-16,8	-11,9

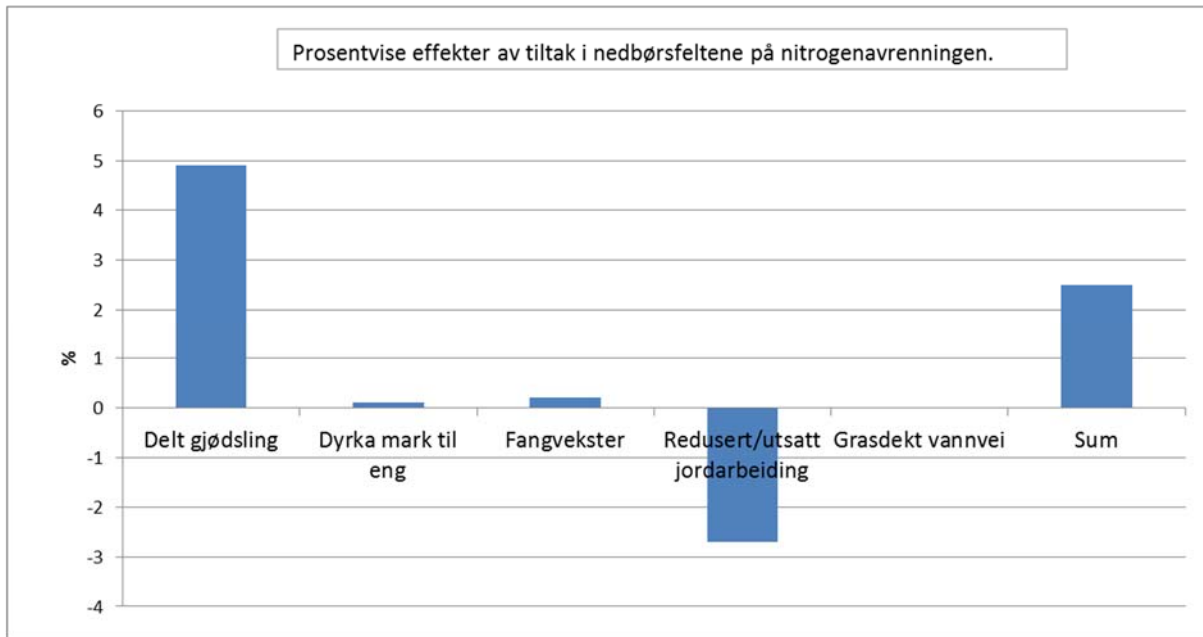
Tabell 26. Prosentvise effekter av tiltak i nedbørsfeltene på nitrogenavrenning. Positive tall indikerer en nedgang i N-avrenning mens negative tall indikerer en økning.

		Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Nakkerud/Tyristrand/Ask	Sum
		2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2007-2014	2014
Delt gjødsling	%	4	3	4,3	4,8	10,5	8,4	4,6	4,9
Dyrka mark til eng	%	-2,4	0,3	-0,1	0	0,8	0,5	0,5	0,1
Fangvekster		0	0,2	1,2	0,1	0	0	0	0,2
Redusert/utsatt jordarbeiding	%	-5,1	-1,7	-1,9	-2,4	-4,6	-3,4	-3,1	-2,7
Grasdekt vannvei	%	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	%	-3,6	1,8	3,6	2,6	6,7	5,5	2	2,5



Figur 22. Prosentvise effekter av tiltak i nedbørsfeltene på fosforavrenning fra 2007 til 2014. Positive tall indikerer en nedgang i P-avrenning mens negative tall indikerer en økning i P-avrenning.

Beregningene viser at diffus P-avrenning fra jordbruksarealer har økt med 12 % mens N-avrenningen har gått ned med ca. 3 prosent fra 2007 til 2014 (**Figur 22, 23**). Årsaken til økningen i P-avrenning er at arealer med utsatt/reduert jordarbeiding har gått ned med ca. 40 % siden 2007.



Figur 23. Prosentvise effekter av tiltak i nedbørsfeltene på nitrogenavrenning fra 2007 til 2014. Positive tall indikerer en nedgang i N-avrenning mens negative tall indikerer en økning i N-avrenning.

Fangdammer

Av 10 fangdammer som er bygget i Steinsfjordens nedbørsfelt, ligger 3 i Ringerike. De resterende ligger i Hole kommune. Siden forrige rapport fra 2008 i følge Landbrukskontoret i Hole og Ringerike er det kun anlagt en ny fangdam i Hole og det ikke blitt anlagt noen nye fangdammer i Ringerike kommune. Beregningene av fangdamretensjonen er satt opp i **tabell 27** og viser at fangdammene i Steinsfjordens nedbørsfelt holder tilbake ca. 46 kg P/år.

Tabell 27. Fangdamretensjon i kg P beregnet for tre fangdammer i Ringerike for 2014.

Vannspeil (daa)	Nedbørsfeltareal (daa)	Dyrkamarkareal (daa)	P-retensjon kg/år
1,3	1500	650	18
1,1	2200	450	12
1,7	1900	550	15
4,1	5600	1650	46

8.3 Fosfor i jord

Jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor (P-AL¹⁰) har betydning for risikoen for fosfortap til vassdrag. Både vannløselig P og algetilgjengelig P har en positiv sammenheng med jordas P-AL-tall. Det betyr at risikoen for tap av algetilgjengelig fosfor ved avrenning og erosjon øker med økende P-AL-tall i jorda. P-AL-nivået ble innhentet fra jorddatabanken (Bioforsk) og beregnet som gjennomsnitt for hvert delnedbørsfelt. En regner at P-AL i området 5-7 er tilstrekkelig for å oppnå optimale avlinger av f.eks. korn. For potet, grønnsaker og eng er kravene noe høyere (≈7-10) (noen vekster, f.eks. purre kan gi økt kvalitet med enda høyere P-AL tall). Minst risiko for P avrenning har vi når P-AL-tallene er lavest mulig ned mot det nivået som er tilstrekkelig for å gi gode avlinger. Gjennomsnittlig P-AL for perioden 2008-2014 i nedbørsfeltet er 9, noe som er litt i overkant av anbefalte verdier. I **Tabell 28** er P-AL tallene for vassdragsområdene oppsummert for perioden 1997-1999, 2007-2014 og 2000-2007.

¹⁰ P-AL er en analysemetode for fosfor som brukes som måleenhet på jordas innhold av plantetilgjengelig fosfor.

Tabell 28. P-AL verdier for Ringerike kommune. P-AL i området 5-7 er tilstrekkelig for å oppnå optimale avlinger av korn.

Perioden 2008-2014		
Nedbørfelt	Gj.sn.-P-AL	Antall prøver
Hele kommunen	9	4118
Øvre Begna	10	310
Tyrifjorden	10	256
Ådalselva	9	864
Randselva	9	482
Sokna	10	944
Steinsfjorden	9	550
Storelva	9	712
Perioden 2000-2007		
Hele kommunen	10	5385
Perioden 1997-1999		
Hele kommunen	11	4470

8.4 Oppsummering av gjennomførte tiltak i landbruket 2007-2014

Arealer med redusert/utsatt jordarbeiding om høsten har gått ned med ca. 15002 daa, eller 21 % totalt i Ringerike kommune siden 2007. Det er ikke registrert arealer med grasdekte vannveier i Ringerike. Noe av kornarealet har blitt omlagt til eng. Det blir utført delt gjødsling på større arealer i 2014 enn i 2007 samt at arealer med fangvekster har økt. **Tabell 29** oppsummerer effekten av tiltakene i Ringerike. Tabellen viser at fosforavrenningen har økt med ca. 440 kg fra 2007 til 2014, mens nitrogenavrenningen har gått ned med ca. 4700 kg. Pga. usikkerheter i beregningene må disse tallene tolkes med varsomhet.

Tabell 29. Forandring i fosfor- og nitrogenavrenning fra 2007-2014 i Ringerike kommune som følge av tiltak i landbruket. Negative tall indikerer en økning i næringsstoffavrenning.

Tiltak 2007-2014	Forandring i P-avrenning (kg)	Forandring i N-avrenning (kg)
Redusert/utsatt høstpløying	-525	-4831
Grasdekt vannveg	0	0
Fangvekst	26	434
Delt gjødsling	0	8790
Dyrka mark til eng	7	115
Gjødsellager	9	178
Fangdammer	46	-
SUM	-437	4685

I **Tabell 30** er tallene for modellert utslipp i 2014 presentert.

Tabell 30. Samlet oversikt over beregnet P-avrenning fra jordbruket i de ulike delnedbørfelt i 2014.

	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
Arealavrenning-jordbruk tonn P/år 2007	0,4	1,3	0,6	0,6	0,4	0,4	0,6	4,1
Arealavrenning-jordbruk tonn P/år 2014	0,4	1,4	0,7	0,7	0,4	0,4	0,7	4,6
Lekkasje gjødsellager 2014, kg P/år	0,4	5	0,3	2	0,3	0	1	9
Lekkasje melkerom og silo	≈0	≈0	≈0	≈0	≈0	≈0	≈0	≈0
Fangdam retensjon, kg P/år)								-46
Sum, tonn/år	0,4	1,4	0,7	0,7	0,4	0,4	0,7	4,7

8.4.1 Effekter av nye tiltak – å vårpløye alt vårkorn

Effekter av nye tiltak følger samme malen som forurensingsrapporten fra 2008 der vi beregner effekten av å vårpløye andelen av vårkornet som høstpløyes, samt å beregne effekten av å legge om den andelen av høstkorn om til vårkorn.

Ut i fra tilgjengelig kartinformasjon har vi prøvd å differensiere effekten av å la alt vårkornet overvintre i stubb. Beregningene er oppsummert i **Tabell 31** og **Tabell 32**. Beregninger av effekten av å la alt areal som er høstpløyd (34710 dekar for 2014) ligge i stubb over vinteren vil gi en P-reduksjon innen hele kommunen på 14 %, og en nitrogenreduksjon på 1 %.

Tabell 31. Effekter på P-tilførselen av å vårpløye vårkornarealene som høstpløyes.

Alt vårkorn til stubb	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
(daa)	3894	10578	4233	5095	3597	3851	3462	34710
(kg)	63	206	91	107	56	52	91	666
(%)	15	14	14	16	14	14	14	14

Tabell 32. Effekter på N-tilførselen av å vårpløye vårkornarealene som høstpløyes.

Alt vårkorn i stubb	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
(daa)	3894	10578	4233	5095	3597	3851	3462	34710
(kg)	158	514	229	268	140	130	227	1666
(%)	1	1	1	1	1	1	1	1

8.4.2 Effekter av nye tiltak – å legge om alt høstkorn til vårkorn med vårploying

Når en dyrker høstkorn bearbeider en tradisjonelt jorda mer enn ved å høstpløye vårkorn, slik at jorda er svært finsmuldret i overflata. Dette kan føre til at jorda i enda større grad er utsatt for erosjon enn ved høstpløyd areal, spesielt hvis ikke høstkornet har fått etablert seg tilstrekkelig før vinteren. Ut i fra tilgjengelig kartinformasjon har vi prøvd å differensiere effekten av å legge alt høstkornet om til vårkorn. Beregningene er oppsummert i **Tabell 33** og **Tabell 34**. Overgang fra høstkorn til vårkorn vil ha en negativ effekt på nitrogentilførselen da en del nitrogen gjerne blir tatt opp i høstkornet. Når en legger om driften til vårkorn vil en del av nitrogenet dermed ha et potensial for å renne ut i vann og vassdrag da det ikke blir tatt opp av planten, men forblir i jordsmonnet.

Tabell 33. Effekter på P-tilførselen av å vårploye resten av høstkornarealene.

Alt høstkorn til stubb	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
(daa)	341	782	691	441	428	902	286	3871
(kg)	14	39	38	23	17	31	19	181
(%)	3	3	6	3	4	8	3	4

Tabell 34. Effekter på N-tilførselen av å vårploye resten av høstkornarealene.

Alt høstkorn i stubb	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Sum
(daa)	341	782	691	441	428	902	286	3871
(kg)	-67	-138	-112	-74	-86	-193	-38	-708
(%)	0	0	0	0	-1	-1	0	0

8.4.3 Kostnadseffektivitet

Endret jordarbeiding som bidrar til redusert fosforavrenning, har som oftest negative økonomiske konsekvenser for bonden. For å få et inntrykk av de økonomiske konsekvenser for bøndene ved endret jordarbeiding har vi benyttet oss av en enkel kost-effekt-beregning basert på metode og tall fra Refsgaard m.fl., (2010).

De økonomiske konsekvensene ved gjennomføring av et tiltak er beregnet som endring i dekningsbidrag, mens effekten av tiltak er beregnet som differansen i fosfortap fra arealet før og etter gjennomføring av tiltaket. Enheten for kostnadseffektivitet er dermed kr/kg fosfor.

Dekningsbidragene er uttrykt som dekningsbidrag etter avlønning av arbeid og leie av maskiner og er et gjennomsnitt for flere år. Kostnadene beregnes som endring i dekningsbidrag ved å gå fra høstpløyd vårkorn til vårployd vårkorn. Datagrunnlaget tar utgangspunkt i dekningsbidragskalkyler fra NILF og er i dette tilfelle bl.a. basert på spørreundersøkelser av bønder i Buskerud (Refsgaard m.fl., 2010). - Det foreligger ikke datagrunnlag for å beregne kostnadseffektivitet for tiltak innen gjødsellagre.

Generelt kan det imidlertid påpekes at tiltak innen landbruket som regel er meget kostnadseffektive, og landbrukstiltak bør derfor søkes gjennomført i stor utstrekning. I **Tabell 35** er det gitt et overslag over kostnadseffektiviteten i å vårploye resten av vårkornet som er høstpløyd.

Tabell 35. Beregnet kostnad for reduksjon av fosfor (antall kroner pr kg redusert P), ved redusert/utsatt jordarbeiding for hvert av kommunens hovedvassdrag.

	Øvre Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	Steinsfjorden	Tyrifjorden	Ringerike
Areal (daa)	3894	10578	4233	5095	3597	3851	3462	34710
Differanse P-tap (kg/daa)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,03
Endring i dekningsbidrag	1	1	1	1	1	1	1	1
Kost-effekt (kr/kg P)	62	51	47	48	64	74	38	38

9. Konklusjoner

I forrige forurensningsregnskap (Lindholm m.fl. 2008) ble det foreslått nye miljømål for kommunen, med vekt på følgende tre punkter:

- *Å stabilisere de lave utslippene av næringsstoffer, og sikre at disse holdes på dagens nivå;*
- *Å redusere innholdet av organisk stoff i vassdragene Sokna, Ådalselva, Randselva og Storelva;*
- *Å redusere innholdet av tarmbakterier i kommunens vassdrag.*

I den grad det finnes overvåkingsdata tyder mye på at disse miljømålene er nådd. Rensegraden på kommunens RA er gjennomgående høy og stabil. Størst vanskeligheter er knyttet til lekkasjer av spillvann. Det er ikke innen rekkevidde å få tallfestet utslipp fra spredt avløp med den informasjonen som har vært tilgjengelig. Gode tiltak for å redusere avrenning av næringsstoffer fra landbruket til vassdrag bør fokusere på forebygging av erosjon og bedre gjødselplanlegging. Særlig er tiltak som å la vårkorn overvintre i stubb et godt tiltak mot erosjon. Arealer som ligger i stubb over vinteren har gått ned siden 2007 noe som har ført til en estimert økning i erosjon og fosfortilførsel. Beregninger av effekten av å la alt areal som er høstpløyd (34710 dekar for 2014) ligge i stubb over vinteren vil gi en P-reduksjon innen hele kommunen på 14 %, og en nitrogenreduksjon på 1 %. P-AL-verdiene for Ringerike er fortsatt høye, men har en nedadgående trend. Bedre gjødselplanlegging, spesielt i områder med høye P-AL-verdier, vil være et godt tiltak for å redusere utslippene av biotilgjengelig P fra jordbruket. I tillegg bør det anlegges grasdekte vannveier i forsengkninger på jordet. Det er ikke registrert slike arealer i Ringerike for 2014 og det anbefales å utrede lokaliteter der grasdekte vannveier kan anlegges. Buffersoner langs vassdrag og anlegging av flere fangdammer bør også vurderes, samt kontroll og utbedringer av hydrotekniske installasjoner.

Datagrunnlaget som denne rapporten bygger på er av ujevn kvalitet, da overvåkingen som har vært utført i de ulike vassdragsområdene gjennomgående har hatt en for lav prøvetakingsfrekvens. I tråd med dette anbefaler vi at kommunen tilstreber en mer systematisk overvåking av relevante parametre i Steinsfjorden, Ådalselva, Storelva og Sokna, i tråd med Vannforskriftens retningslinjer.

10. Litteratur

- Andersen, J.R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, V. Lund, D. Rosland, B.O. Rosseland og K.J. Aanes. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04.
- Ballot, A. 2015. Overvåking av Steinsfjorden 2014. NIVA notat.
- Bechmann, M. & Deelstra, J., 2013. Agriculture and Environment - Long term Monitoring in Norway M. Bechmann & J. Deelstra, eds., Akademika Publishing.
- Borgvang, S.A., J.L.Bratli og A. Skiple. 1997. Hovedplan avløp for Ringerike kommune. Vannkvalitet i vassdragene. NIVA-rapport 3603-97.
- Bækken, T., M.R. Kile, L.M. Skryseth & T.E. Eriksen. 2011. Resipientundersøkelse av Begna, Randselva og Tyrifjorden i 2010, i forbindelse med utslipp fra Norske Skog Follum ASA og Huhtamaki Norway AS. NIVA rapport 6189-2011.
- Direktoratsgruppa, Vanddirektivet 2013. Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Eggestad, H.S, Vagstad, N, og Bechmann, M. 2004. Tap av nitrogen og fosfor fra jordbruksarealer i Norge. Metodikk brukt for rapportering inn til TEOTIL-systemet fom år 2000. Jordforsk rapport 04/01.
- FMiB .2006. Ny avløpsforskrift – Krav til anleggseierne. Brev fra Fylkesmannen i Buskerud datert 15.12.2006, 2006/8609, 7 sider.
- FMiB .2013. Utslippstillatelse for avløpsanlegg og slambehandlingsanlegg for Ringerike kommune. Rensedistrikt Monserud inklusive utslipp av slamvann fra fremmedslam ved Monserud rensanlegg. Fylkesmannen i Buskerud ved Miljøvernavdelingen. Datert 27.9.2002, arkivnummer 461.21.
- Grootjans m.fl. 2013 (KOMMER)
- Johnsen, S.I., Skurdal, J. & Garnås, E. 2015. Status og overvåking av krepsebestanden i Steinsfjorden i Buskerud 1979-2014 - NINA Rapport 1048.
- Lindholm, M. m.fl., 2008. Forurensingsregnskap for Ringerike kommune. NIVA rapport 5673.
- Lindholm, O. 2013. Underlagsnotat til Miljøgiftbudsjettet for Indre Oslofjord. Vedlegg A i NIVA-rapport 6565-2013; Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. 9 sider.
- Lundekvam, H, og Berge, E. 1989. Lekkasjar frå surforsiloar og gjødsellager. Notat 25.8.89. Inst, For bygningsteknikk og Inst, For jordfag. NLH.
- Opperud, O.H.2008. brukerinteresser i Nordre Tyrifjorden, Væleren og deler av Ådalselva. Oppdragsrapport for Fylkesmannen i Buskerud.
- Refsgaard, K. m.fl., 2010. Kostnadseffektivitet for tiltak mot fosfortap fra landbruket i Østfold og Akershus. NILF, p.95. Available at:
<http://www.nilf.no/Publikasjoner/Rapporter/Bm/2010/R201002Hele.pdf>.
- Ringerike kommune 2010. Hovedplan Avløp 2009-2019. Kommunalteknisk tjeneste, Sak 07/690, 18.5.2010.
- Selvik, J.R., T. Tjomsland og H.O. Eggestad. 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder 2006. NIVA-rapport 5512.
- Selvik, J.R. & T. Tjomsland 2011. Tilførsler av næringsalter i Oppland – en sammenstilling av punktkilder og diffuse kilder. NIVA-notat 23. juni 2011. 9 sider.
- Selvik, J. & T. Høgåsen, 2014. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2013 – tabeller og figurer. NIVA rapport 6753. M-281/2014. 57s.
- Sundstøl, R. & Mroz, Z., 1988. Utskillelsen av nitrogen og fosfor i gjødsel og urin fra husdyr i Norge. SEFO-rapport nr. 4.
- Tjomsland, T., Selvik, J., Brænden, R., 2010. Teotil - Model for calculation of source dependent loads in river basins. NIVA rapport 5914, 58 s.
- Tjomsland, T., Selvik, J., 2011. Notat til Vassdragsforbundet for Mjøsa og tilløpselver. «Tilførsler av næringsalter i Oppland – en sammenstilling av punktkilder og diffuse kilder». Niva, 23.juni 2011.
- Vogelsang C., Berge D. og Nygaard Holen S. 2013. Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse. Norsk Vann-rapport 199-2013, 100 sider.

Ødegaard H., Rusten B., Storhaug R. og Paulsrud B. 2009. Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. Norsk Vann-rapport 168-2009, 57 sider.

Åstebøl S.O., Kjølholt J., Hvitved-Jacobseb T., Berg G. og Saunes H. 2012. Beregning av forurensning fra overvann. COWI-rapport på oppdrag for Klima- og forurensningsdirektoratet med oppdragsnummer A029838/137924, 70 sider.

11. Vedlegg

Vedlegg A. Beregning av lekkasje fra spillvannsnett

Det er her gjort en oppdatering av de estimatene som ble gjort til forurensningsregnskapet i 2008 (Lindholm m.fl. 2008). Estimaten tar utgangspunkt i at det er forventet ulik grad av lekkasje, avhengig av ledningsnettets alder og standard. Følgende antagelser er gjort, basert på erfaringstall fra tilsvarende undersøkelser (SFT-rapport TA-842):

- Alle fellesavløpsledninger (transporterer både spillvann og overvann): lekkasjerate på 1 %
- Separate spillvannsledninger fra etter 1980¹¹: lekkasjerate på 3 %
- Separate spillvannsledninger fra før 1980: lekkasjerate på 6 %
- Det er antatt at tilknytningstettheten per km ledning er lik for alle typer ledninger (#PE/km)
- Estimaten for utslipp av tot-P, tot-N, KOF og BOF₅ er basert på dimensjoneringskriteriene anbefalt av Norsk Vann (Ødegaard m.fl. 2009): 1 PE_{P-total} = 1,8 g P/d¹², 1 PE_{N-total} = 12 g P/d, 1 PE_{KOF} = 120 g P/d og 1 PE_{BOF5} = 60 g P/d.

Det er dermed satt opp følgende regnestykker for å estimere utslippene:

$$\text{Lekkasje PE [PE/år]} = PE_{\text{belastning}_n} [\text{PE/år}] \cdot \text{Lekkasjerate}_n$$

$$\text{Lekkasje Total - P [kg/år]} = PE_{\text{belastning}_n} [\text{PE/år}] \cdot 1,8 [\text{gP/PE} \cdot \text{d}] \cdot 365[\text{d}] \cdot 10^{-3} [\text{kg/g}] \cdot \text{Lekkasjerate}_n$$

$$\text{Lekkasje Total - N [tonn/år]} = PE_{\text{belastning}_n} [\text{PE/år}] \cdot 12 [\text{gP/PE} \cdot \text{d}] \cdot 365[\text{d}] \cdot 10^{-6} [\text{tonn/g}] \cdot \text{Lekkasjerate}_n$$

$$\text{Lekkasje KOF [tonn/år]} = PE_{\text{belastning}_n} [\text{PE/år}] \cdot 120 [\text{gP/PE} \cdot \text{d}] \cdot 365[\text{d}] \cdot 10^{-6} [\text{tonn/g}] \cdot \text{Lekkasjerate}_n$$

$$\text{Lekkasje BOF}_5 [\text{tonn/år}] = PE_{\text{belastning}_n} [\text{PE/år}] \cdot 60 [\text{gP/PE} \cdot \text{d}] \cdot 365[\text{d}] \cdot 10^{-6} [\text{tonn/g}] \cdot \text{Lekkasjerate}_n$$

, der n angir typen spillvannsledning (fellessystem, separatsystem eldre enn 1980 eller yngre enn 1980), $PE_{\text{belastning}_n}$ er andelen av den samlede PE-belastningen som er tilknyttet spillvannsledninger av typen n , og lekkasjeraten er som angitt over for gjeldende type spillvannsledning n .

De beregnede estimatene er gitt i **Tabell A1**.

¹¹ I forurensningsregnskapet for 2008 ble dette skillet satt ved 1970. Nå 7 år senere er dette skillet forskjøvet 10 år til 1980.

¹² I forurensningsregnskapet for 2008 ble det benyttet en faktor på 1,6 g P/d, men gjeldende faktor i dag er 1,8 g P/d.

Tabell A1. Estimerte lekkasjer fra ledningsnett i de ulike rensedistriktene, basert på ledningsnettdata hentet fra kommunens Hovedplan Avløp 2009-2019 (Ringerike kommune 2010) og fra KOSTRA.

	Enhet	Monserud	Tyristrand	Nakkerud	Hallingby	Sokna	Nes i Ådal	Ringmoen	Hele kommunen (Hovedplandata)	Hele kommunen (KOSTRA-data)
Bakgrunnsdata										
Personer tilknyttet	#	20 449	971	331	628	697	126	59	23 261	23 577
Antatte lekkasjerater										
Fellessystem	%	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %
Separatsystem eldre enn 1980	%	6 %	6 %	6 %	6 %	6 %	6 %	6 %	6 %	6 %
Separatsystem fra etter 1980	%	3 %	3 %	3 %	3 %	3 %	3 %	3 %	3 %	3 %
Hovedplan avløp 2009-2019 (2007)										
Spillvannsledninger										KOSTRA (2014)
Andel eldre enn 1980	%	46 %	47 %	3 %	46 %	37 %	54 %	6 %	45 %	80 %
Fellessystem	m	57 000	230	0	100	10 850	0	0	68 180	49 641
Separatsystem totalt	m	90 000	11 900	2 820	7 250	1 300	1 300	2 000	116 570	242 362
Separatsystem eldre enn 1980	m	41 400	5 593	85	3 335	481	702	120	51 716	192 738
Separatsystem fra etter 1980	m	48 600	6 307	2 735	3 915	819	598	1 880	64 854	49 624
Sum	m	147 000	12 130	2 820	7 350	12 150	1 300	2 000	184 750	292 003
PE-belastning på ledningsnett										
Fellessystem	PE	7 929	18	0	9	622	0	0	8 579	4 008
Separatsystem eldre enn 1980	PE	5 759	448	10	285	28	68	4	6 601	15 562
Separatsystem fra etter 1980	PE	6 761	505	321	335	47	58	55	8 082	4 007
Sum	PE	20 449	971	331	628	697	126	59	23 261	23 577
Lekkasjeestimer										
Lekkasjeestimer PE										
Fellessystem	PE/år	79	0,2	0,0	0,1	6,2	0,00	0,00	86	40
Separatsystem eldre enn 1980	PE/år	346	26,9	0,6	17,1	1,7	4,08	0,21	396	934
Separatsystem fra etter 1980	PE/år	203	15,1	9,6	10,0	1,4	1,74	1,66	242	120
Sum	PE/år	628	42	10,2	27	9,3	5,8	1,88	724	1 094
Lekkasjeestimer tot-P										
Fellessystem	kg P/år	52	0,1	0,0	0,1	4,1	0,00	0,00	56	26
Separatsystem eldre enn 1980	kg P/år	227	17,6	0,4	11,2	1,1	2,68	0,14	260	613
Separatsystem fra etter 1980	kg P/år	133	10,0	6,3	6,6	0,9	1,14	1,09	159	79
Sum	kg P/år	412	27,7	6,7	17,9	6,1	3,82	1,23	476	719

	Enhet	Monserud	Tyristrand	Nakkerud	Hallingby	Sokna	Nes i Ådal	Ringmoen	Hele kommunen (Hovedplandata)	Hele kommunen (KOSTRA-data)
Lekkasjeestimater tot-N										
	kg N/år	347	0,8	0,0	0,4	27	0,0	0,0	376	176
Fellessystem										
Separatsystem eldre enn 1980	kg N/år	1 513	118	2,6	75	7,3	18	0,9	1 735	4 090
Separatsystem fra etter 1980	kg N/år	888	66	42	44	6,2	7,6	7,3	1 062	526
Sum	kg N/år	2 749	185	45	119	41	25	8,2	3 172	4 792
Lekkasjeestimater KOF										
	kg O/år	3473	8,1	0,0	3,7	273	0,0	0,0	3 757	1 756
Fellessystem										
Separatsystem eldre enn 1980	kg O/år	15 135	1 177	26	749	73	179	9,3	17 347	40 897
Separatsystem fra etter 1980	kg O/år	8 884	663	422	440	62	76	73	10 619	5 265
Sum	kg O/år	27 491	1 848	448	1 192	407	255	82	31 724	47 918
Lekkasjeestimater BOF's										
	kg O/år	1 736	4,0	0,0	1,9	136	0,0	0,0	1 879	878
Fellessystem										
Separatsystem eldre enn 1980	kg O/år	7 567	588	13	374	36	89	4,7	8 674	20 449
Separatsystem fra etter 1980	kg O/år	4 442	332	211	220	31	38	36	5 310	2 632
Sum	kg O/år	13 746	924	224	596	203	127	41	15 862	23 959

Vedlegg B. Beregning av utslipp med overvann fra tette flater

Følgende beskrivelse av metodikken er basert på Lindholm (2013):

Mengden overvann fra tette flater over et middelår er gitt ved:

$$Q_{\text{år}} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{år}} \right] = a \cdot A \cdot (P - b) / 1000,$$

der

a = andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet. (En del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter; for eksempel avløp fra hustak som går direkte ut i egen have)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m²

P = Total nedbør over et middelår (mm). Tar utgangspunkt i perioden 1961-1990.

b = Totalt tap av vann pga. fordampning (mm). For flate områder settes b til 100 mm, og for områder med helning > 1,5 % kan man bruke 50 mm

Totalarealet av tette flater i avrenningsområdet beregnes på følgende måte:

1. Første trinn er å beregne det totale tilførselsarealet for følgende områdetyper:

- Sentrumsområder
- Industriområder
- Kontorområder
- Boligområder med følgende oppsplitting:
 - %-andel av boligområdet m. blokkbebyggelse
 - %-andel av boligområdet m. rekkehusbebyggelse
 - %-andel av boligområdet m. eneboligbebyggelse
- Hovedveiers tettflateareal med ca. 30 000 kjøretøyer pr. dag.
- Hovedveiers tettflateareal med ca. 15 000 kjøretøyer pr. dag.
- Veiers tettflateareal med ca. 5000 kjøretøyer pr. dag.

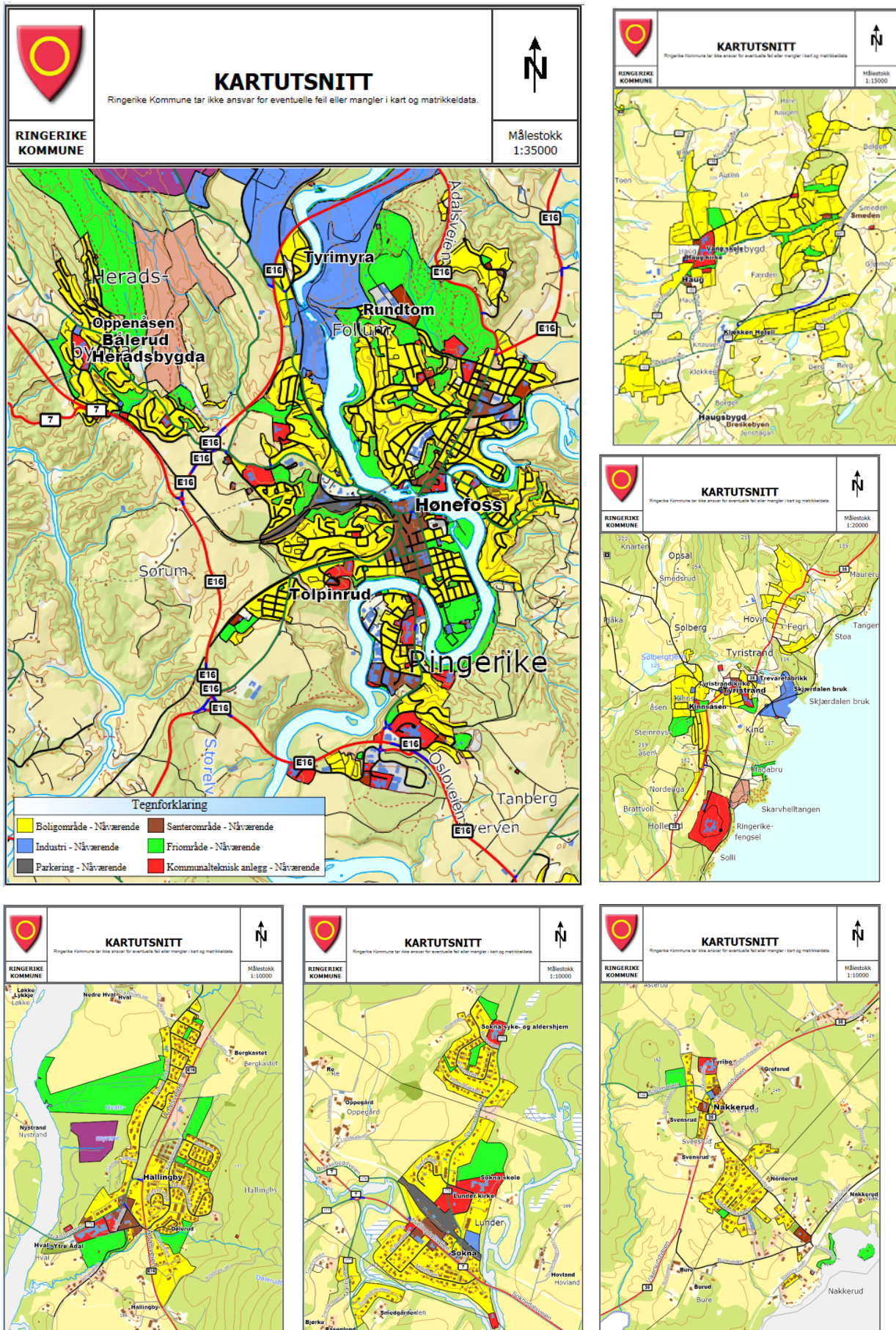
I beregningene som er gjort her er størrelsene av de ulike arealene bestemt ved hjelp av kommunens egen karttjeneste på nettet. Se **Figur B1**. Veiarealet er så begrenset at bidraget herfra er neglisjerbart.

2. På basis av de totale områdearealer brukes en standardverdi på % tette flater i de ulike typene

flater, samt en standardverdi på andel av de tetteflatene som er knyttet til rørnettet. Her er det antatt at det separate overvannsnettet er jevnt fordelt i alle typer områder.

Estimering av samlede direkte utslipp av næringsalter og organisk stoff med overvann

Graden av forurensning i overvann viser erfaringsmessig store variasjoner. Det skyldes blant annet at tidspunktet for målingene, målemetodikk og lokale forhold gjør at resultatene vanskelig kan sammenlignes. Det er imidlertid gjort mange målinger i blant annet USA og Sverige, i stort omfang og over lang tid, som har dannet grunnlag for bruk av sjablongverdier. Åstebøl m.fl. (2012) har oppsummert disse på vegne av Miljødirektoratet (den gangen Klima- og forurensningsdirektoratet). Deres anbefalte konsentrasjoner til bruk ved estimering av forurensninger i overvann fra tette flater er benyttet i denne rapporten for total-P, løst P (antatt biotilgjengelig P) og total-N. For organisk stoff (KOF og BOF5) er det benyttet sjablongverdier hentet fra www.stormtac.se. Estimaterne er vist i **Tabell B1**.



Figur B1. Kartutsnitt benyttet ved bestemmelse av arealbruk i tettbebyggelse i Ringerike kommune. Kartutsnittene ble laget ved hjelp av kommunens egen kartdatabase på nettet.

Tabell B1. Estimert av utslipp av næringsalter (tot-P, biotilgjengelig P, tot-N) og organisk stoff (BOF₅ og KOF) med overvann fra tette flater i ulike byer/tettsteder i Ringerike kommune. Sjablongverdier for næringsalter er hentet fra Åstebøl m.fl. (2012), mens de for organisk stoff er hentet fra www.stormtac.se.

Type areal	Hønefoss		Tyristrand		Nakkerud		Hallingby		Sokna		Haugabygd		Hele kommunen		Felles data alle områder		
	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	Andel tette flater	andel deltagende tette flater (a)	%		
Sentrum og næring	1,74	0,11	0,02	0,05	0,04	0,11	2,06										
Blokkbebyggelse *	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33										
Rekkehus	0,42	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,46										
Villaområde	7,58	0,70	0,20	0,42	0,54	1,37	10,81										
	Tette flater (A)												Nedbør (P)	Tap (b)			
	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	km2	mm/år	mm/år			
Sentrum og næring	1,39	0,09	0,01	0,04	0,03	0,08	1,64						554	100			
Blokkbebyggelse *	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20						554	100			
Rekkehus	0,17	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,18						554	100			
Villaområde	1,52	0,14	0,04	0,08	0,11	0,27	2,16						554	100			
	Avrent vannmengde												Sjablongverdier				
	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	m3/år	Tot P (mg/l)	Bio P (mg/l)	Tot N (mg/l)	BOF ₅ (mg/l)	KOF (mg/l)
Sentrum og næring	568 193	37 071	5 075	15 325	11 811	34 526	672 000					0,25	0,15	2,5	11,9	107	
Blokkbebyggelse *	57 899	0	0	0	0	0	57 899					0,15	0,07	1,0	12	85	
Rekkehus	46 010	0	0	3 649	0	0	49 659					0,15	0,07	1,0	10,5	75	
Villaområde	378 346	34 791	10 079	21 071	27 066	68 572	539 926					0,15	0,07	1,0	9	65	
	Andelen som renner av lokalt (i separat overvannssystem)																
Overvannsledninger (km)	-	-	-	-	-	-	-										
Fellesledninger (km)	67 000	3 600	1 800	4 880	5 700	0											
Andel i separat overvannssystem (-)	57 000	230	0	100	1 300	0											
	0,2 **	0,94	1,00	0,98	0,81	1,00											
	Utslipp av næringsstoffer og organisk stoff																
Tot P (kg/år)	43	13,6	2,8	7,4	5,7	18,9	91										
Bio P (kg/år)	24	7,5	1,47	3,9	3,0	10,0	50										
Tot N (tonn/år)	0,38	0,12	0,02	0,06	0,05	0,15	0,79										
BOF ₅ (tonn/år)	2,3	0,71	0,15	0,40	0,31	1,03	4,9										
KOF (tonn/år)	18,8	5,9	1,20	3,2	2,5	8,2	40										

* Angitt som flerfamiliehusområde i www.stormtac.se.

** I forbindelse med utarbeidelse av forurensningsbudsjettet i 2008 oppga kommunens tekniske tjeneste at om lag 80 % av alt overvann i Hønefoss tilflyter Monsrud RA, mens de resterende ca. 20 % av overvannet renner ut i grunnen eller til nærmeste vassdrag, i dette tilfelle Storelva.

Vedlegg C. Tabellen viser endringer i driften til jordbruksarealer fra 2007 til 2014 i daa og prosent, samt effekten disse endringene har på fosfortilførsler til vassdrag som kg/daa. Negative tall indikerer en nedgang i arealer eller prosentvis nedgang med tilsvarende nedgang i effekten på tilbakeholdelse av P.

P			Øvre	Sokna	Adalselva	Randselva	Storelva	Steins-	Tyrifjorden	Sum
			Begna					fjorden		
			2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014
Tot areal		daa	5413	21424	10273	10745	6736	6098	9362	70051
Delt gjødsling	areal	daa	1142	3455	2309	2644	3319	2515	2195	17579
Delt gjødsling	areal	%	21,1	16,1	22,5	24,6	49,3	41,2	23,4	25,1
Delt gjødsling	effekt	kg/daa	0	0	0	0	0	0	0	0
Vekstfordeling	areal	daa	-1267	2171	-143	70	606	301	704	2442
Vekstfordeling	areal	%	-23,4	10,1	-1,4	0,7	9	4,9	7,5	3,5
Vekstfordeling	effekt	kg/daa	0,018	0,005	0,01	0,01	0,014	0,015	0,012	0,003
Fangvekst	areal	daa	0	274	539	37	0	0	0	850
Fangvekst	areal	%	0	1,3	5,3	0,3	0	0	0	1,2
Fangvekst	effekt	kg/daa		0,028	0,032	0,031				0,031
Redusert/utsatt jordarbeiding	areal	daa	-1581	-4803	-1490	-2002	-1924	-1276	-1926	-15002
Redusert/utsatt jordarbeiding	areal	%	-29,2	-22,4	-14,5	-18,6	-28,6	-20,9	-20,6	-21,4
Redusert/utsatt jordarbeiding	effekt	kg/daa	0,02	0,037	0,046	0,045	0,019	0,015	0,053	0,035
Grasdekt vannveg	areal	daa	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasdekt vannveg	areal	%	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasdekt vannveg	effekt	kg/daa	0	0	0	0	0	0	0	0

Vedlegg D. Endringer i driften til jordbruksarealer fra 2007 til 2014 i daa og prosent, samt effekten endringene har på nitrogentilførsler til vassdrag som kg/daa, Negative tall indikerer en nedgang i arealer eller prosentvis nedgang med tilsvarende nedgang i effekten på tilbakeholdelse av N,

N			Øvre					Steins-		
			Begna	Sokna	Ådalselva	Randselva	Storelva	fjorden	Tyrifjorden	Sum
			2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014	2014
Tot areal		daa	5413	21424	10273	10745	6736	6098	9362	70051
Delt gjødsling	areal	daa	1142	3455	2309	2644	3319	2515	2195	17579
Delt gjødsling	areal	%	21,1	16,1	22,5	24,6	49,3	41,2	23,4	25,1
Delt gjødsling	effekt	kg/daa	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Vekstfordeling	areal	daa	-1267	2171	-143	70	606	301	704	2442
Vekstfordeling	areal	%	-23,4	10,1	-1,4	0,7	9	4,9	7,5	3,5
Vekstfordeling	effekt	kg/daa	0,278	0,071	0,15	0,143	0,222	0,243	0,167	0,047
Fangvekst	areal	daa	0	274	539	37	0	0	0	850
Fangvekst	areal	%	0	1,3	5,3	0,3	0	0	0	1,2
Fangvekst	effekt	kg/daa		0,318	0,604	0,577				0,51
Redusert/utsatt jordarbeiding	areal	daa	-1581	-4803	-1490	-2002	-1924	-1276	-1926	-15002
Redusert/utsatt jordarbeiding	areal	%	-29,2	-22,4	-14,5	-18,6	-28,6	-20,9	-20,6	-21,4
Redusert/utsatt jordarbeiding	effekt	kg/daa	0,467	0,198	0,34	0,326	0,379	0,401	0,384	0,322
Grasdekt vannveg	areal	daa	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasdekt vannveg	areal	%	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasdekt vannveg	effekt	kg/daa	0	0	0	0	0	0	0	0

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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