Länsstyrelsen
Västmanlands län

VATTENMYNDIGHETENS KANSLI

Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status

- underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram

Författare: Mikael Gyllström, Martin Larsson, Jens Mentzer, Jan F Petersson, Mathias Cramér, Peo Boholm, Ernst Witter

LÄNSSTYRELSENS RAPPORTSERIE
Rapport 2016:19

Utgiven av: De fem vattenmyndigheterna i samverkan.

Författare: Mikael Gyllström, Martin Larsson, Jens Mentzer, Jan F Petersson, Mathias Cramér, Peo Boholm och Ernst Witter

Upplaga:

Förord

Vattenförvaltningen omfattar alla Sveriges 26 000 utpekade vattenförekomster. Detta ställer stora krav på lokal anpassning av miljökvalitetsnormer, åtgärder och konsekvenser i form av kostnader och miljöeffekter. De fem vattenmyndigheterna har därför, med hjälp av länsstyrelsernas beredningssekretariat, genomfört en nationell åtgärdsanalys på vattenförekomstskala. Med detaljerade underlag kan domstolar, kommuner, länsstyrelser och centrala myndigheter fatta beslut som leder till att rätt åtgärd genomförs på rätt plats.

Åtgärders kostnadseffektivitet i att uppnå en minskad belastning av fosfor och kväve varierar med en mängd faktorer, exempelvis marklutning, jordart, avrinning, och andra lokala förutsättningar. En åtgärd på högproduktiv åkermark i Skåne kan till exempel ge en större effekt än samma åtgärd på mindre produktiv mark, men är samtidigt dyrare. Genom att utnyttja statistik och databaser som har geografisk information har lokalt anpassade reduktionspotentialer och åtgärdskostnader för 15 åtgärder tagits fram. Åtgärdsanalysen gör inte gällande att vara helt korrekt för varje enskild vattenförekomst, men är en bra utgångspunkt för prioritering av åtgärder efter kostnadseffektivitet och har tjänat som underlag till bedömningar av undantag från miljökvalitetsnormer. Analysen kan också användas för att utvärdera effekten av olika styrmedel och därmed utgöra en grund för politiska avvägningar.

Denna rapport beskriver metoder för att ta fram de åtgärdsbehov och åtgärder som presenteras i vattenmyndigheternas åtgärdsprogram för perioden 2016-2021. Rapporten har uppdaterats efter det samråd som genomfördes november 2014 till april 2015 och med hjälp av jordbruksverket även efter den regeringsprövning som genomfördes 2016.

Innehållsförteckning

Förord ... 3
Sammanfattning ... 6
Åtgärdsplanering enligt vattendirektivet ... 7
Metoder ... 9
Beräkning av åtgärdsbehov ... 9
Beräkning av enskilda åtgärders effekt, potential, kostnad och kostnadseffektivitet ... 11
Strukturkalkning ... 15
Anpassade skyddszoner ... 16
Fosfordammar ... 17
Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel (anpassad stallgödselspridning) ... 20
Kalkfilterdiken ... 22
Skyddszoner ... 23
Tvåstegsdiken ... 25
Åtgärder vid avloppsreningsverk ... 26
Enskilda avlopp ... 30
Våtmarker ... 36
Ökad P- och N-rening massaindustri (ospecificerad) ... 38
Al-fällning i sjöar ... 39
Dagvattendammar ... 40
Summering av åtgärdernas effekt per vattenförekomst (marginaleffektsberäkning) ... 41
Prioritering av åtgärder för god ekologis status ... 49
Miljökvalitetsnormer och undantag med tidsfrist ... 52
Principer för undantag med tidsfrist ... 53
Orimliga kostnader ... 54
Åtgärder relaterade till jordbruk ... 55
Resultat ... 58
Åtgärdsbehov ... 58
Åtgärdspotential ... 62
Prioriterade åtgärder för god ekologisk status ... 64
Tidsundantag från miljökvalitetsnormen god ekologisk status 2015 ... 68
Referenser ... 75
Bilagor ... 78
Bilaga 1. Metodbeskrivning för beräkning av mängd kväve och fosfor från lantbruksdjur per avrinningsområde ... 79
Bilaga 2. Reduktion av kväve i fångdammar och våtmarker ... 82

Bilaga 3. Reduktion av kväveläckage från skyddszoner 83
Bilaga 4. Arealspecifik bruttoreduktionspotential (utan marginaleffekt) för de undersökta åtgärderna. 84
Bilaga 5. Arealspecifik nettoreduktionspotential (inkl marginaleffekt) för de prioriterade åtgärderna. 94

Sammanfattning

Över 600 sjöar och cirka 1 200 vattendrag i landet når inte god ekologisk status på grund av för höga fosforhalter enligt statusklassificeringen. Dessutom är cirka 500 kustvattenförekomster klassificerade som sämre än god status med avseende på näringsämnen. Miljökvalitetsnormer och undantag från dessa ska fastställas för varje enskild vattenförekomst och åtgärdsprogrammet ska genom kostnadseffektiva åtgärder bidra till att normerna följs. Därför behöver både miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram bygga på underlag på vattenförekomstskalan. De fem vattenmyndigheterna har, med hjälp av länsstyrelsernas beredningssekretariat, genomfört en nationell åtgärdsanalys på vattenförekomstskala.

För varje vattenförekomst beräknades först enskilda förbättringsbehov med hjälp av statusklassningens parametrar för näringsämnen och uppgifter om belastning. För inlandsvattnen optimerades sedan åtgärdsbehov per avrinningsområde så att effekten av åtgärder som genomförs uppströms tillgodoräknades i nedströms liggande vattenförekomster. För de vattenförekomster som har så stora förbättringsbehov att de inte går att lösa lokalt fördelades behoven uppströms. Uppskattade effekter av att åtgärda sjöar och vattendrag räknades hem i uppskattningen av åtgärdsbehovet för kusten. Totalt åtgärdsbehov för sjöar och vattendrag i Sverige är cirka 670 ton fosfor per år och för kusten ytterligare cirka 500 ton fosfor respektive 14 000 ton kväve per år.

Lokalt anpassade reduktionspotentialer och åtgärdskostnader för 15 åtgärder räknades fram genom att utnyttja modelldata och statistik med geografiskt fördelad information. Först räknades den maximala potentialen fram genom att för varje vattenförekomst beräkna:

- hur mycket av en åtgärd som är tekniskt möjlig att genomföra
- hur effektiv åtgärden är
- och vad åtgärden kostar.

Sedan prioriterades de möjliga åtgärderna i de områden som har ett åtgärdsbehov i kostnadseffektivitetsordning (*med undantag för vissa av åtgärderna för små avloppsanläggningar som delvis behöver komma till stånd till följd av gällande lagkrav*). Först prioriterades åtgärder för sjöar och vattendrag, sedan ytterligare åtgärder för åtgärdsbehovet för fosfor i kustvatten och slutligen kväveåtgärder för kustvatten. Även om effekten av samtliga åtgärder överstiger det samlade åtgärdsbehovet i sjöar och vattendrag, matchar inte åtgärdernas geografiska fördelning fullt ut åtgärdsbehovens. Ändå räcker åtgärderna nästan för att nå god ekologisk status med avseende på fosfor i inlands- och kustvatten men inte för kväve i kustvatten.

Efter åtgärdsprioriteringen genomfördes en analys av tidsundantag från miljökvalitetsnormen god ekologisk status 2015. Vattenförekomster som inte har god ekologisk status fick undantag med tidsfrist till 2021 eller 2027 beroende på storleken på åtgärdsbehovet i förhållande till den totala belastningen samt beroende på om de analyserade åtgärderna räcker för att nå god ekologisk status.

Sedan tillämpades undantag med tidsfrist med skälet orimliga kostnader utefter en samhällsekonomisk analys av kostnader och nyttor. De åtgärder vars kostnader överskrider 300 procent av nyttan sköts till nästa åtgärdsprogram och berörda vattenförekomster gavs undantag med tidsfrist till 2027. Slutligen, som en följd av regeringens överprövning av åtgärdsprogrammet begränsades jordbruksåtgärderna till möjlig finansiering via landsbygdsprogrammet 2014-2020 och stöd enligt förordning (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt. De åtgärder som inte bedömdes kunna finansieras sköts till nästa åtgärdsprogram och de berörda vattenförekomsterna gavs undantag med tidsfrist till 2027.

Cirka 80 procent av vattenförekomsterna har fått undantag till 2027. Effekten av de åtgärder som bedöms komma till stånd av åtgärdsprogrammet 2016–2021 motsvarar omkring 20 procent av åtgärdsbehovet för att nå god ekologisk status i inlandsvatten, knappt 30 procent av åtgärdsbehovet för fosfor i kustvatten och cirka 10 procent av åtgärdsbehovet för kväve i kustvatten.

Ungefär 80 procent av vattenförekomsterna har fått undantag till 2027. Effekten av de åtgärder som bedöms komma till stånd av åtgärdsprogrammet 2016-2021 motsvarar ca 20 procent av åtgärdsbehovet för att nå god ekologisk status i inlandsvatten, knappt 30 procent av åtgärdsbehovet för fosfor i kustvatten och cirka 10 procent av åtgärdsbehovet för kväve i kustvatten.

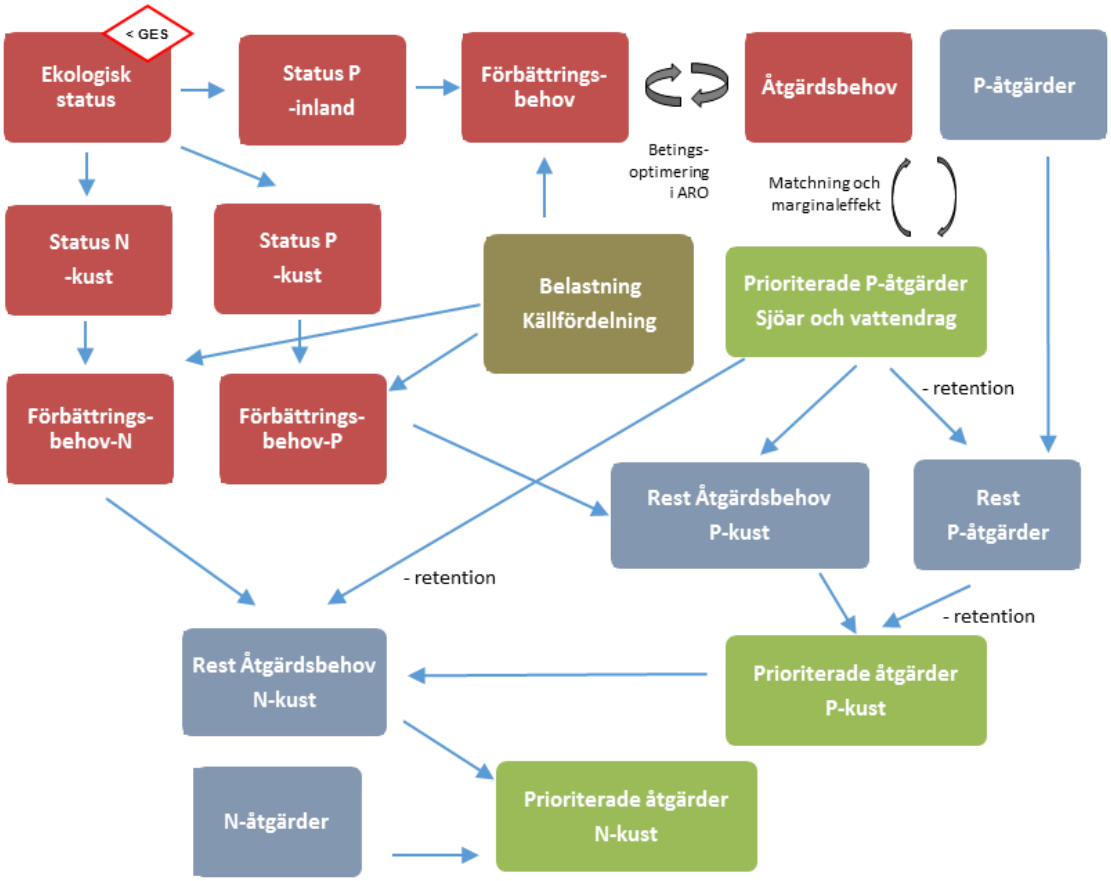
Åtgärdsplanering enligt vattendirektivet

Åtgärdsprogrammen som ska ligga till grund för att nå god ekologisk status enligt Vattendirektivet ska vara baserade på prioritering av den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder.

Enligt statusklassificeringen är det över 600 sjöar och cirka 1 200 vattendrag i landet som inte når god ekologisk status på grund av för höga fosforhalter. Dessutom är cirka 500 kustvattenförekomster klassificerade som sämre än god status med avseende på näringsämnen. Läckage av fosfor och kväve från åkermark är den dominerande källan till övergödningen. Ytterligare påverkanskällor som också behöver åtgärdas är enskilda avlopp, reningsverk, dagvatten och industrier. Även om kunskapen om övergödningspåverkan generellt är god finns det påverkanskällor som behöver beskrivas bättre innan en analys av lämpliga åtgärder kan utföras. I sjöar och kustvatten som under längre tid har haft en hög belastning kan sedimenten fortsätta att vara en betydande källa långt efter att den externa belastningen åtgärdats. En nyligen genomförd kunskapssammanställning visade att cirka 200 vattenförekomsters övergödningsproblem misstänks vara kopplade till intern gödning från sedimenten (Huser m.fl. 2016). Även påverkan från hästgårdar är troligen viktig lokalt men det finns inte användbar statistik för hästar på samma sätt som det gör för betesdjur i jordbrukssektorn (Geranmayeh & Aronsson 2015). Utdikning och torrläggning av landskapet har dessutom inneburit att erosion ökat och fastläggning av näring i sediment minskat, med följden att retentionen av näringsämnen minskat drastisk de senaste 150 åren.

Eftersom åtgärdsbehovet och påverkansbilden ser olika ut för varje vattenförekomst behöver det konkretiseras vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra lokalt för att nå god ekologisk status. Beräkning av kostnadseffektivitet där lokala förhållanden tas i beaktande är då nödvändigt. Även i bedömningen av eventuella undantag från miljökvalitetsnormerna, som sätts för enskilda vattenförekomster, behövs en lokal bedömning.

För vattenförekomster med måttlig, otillfredsställande eller dålig ekologisk status behöver åtgärder föreslås så att god ekologisk status kan uppnås. För övergödning är det i första hand den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen som utgör grunden för beräkning av åtgärdsbehovet och föreslagna åtgärder. Proceduren för hur åtgärderna beräknats, från statusklassificering till de åtgärder som ingår i åtgärdsprogrammet beskrivs översiktligt i Figur 1. Figuren kan delas upp i två delar. Första delen mynnar ut i åtgärder för sjöar och vattendrag baserat på åtgärdsbehovet av minskad fosforbelastning (grön box: prioriterade åtgärder för sjöar och vattendrag). Därefter beräknades åtgärder för kusten baserat på eventuellt kvarstående åtgärdsbehov för kustvattenförekomsterna för både fosfor och kväve (mynnar ut i den gröna boxen: prioriterade åtgärder för kustvattenförekomster). Eftersom bedömningsgrunderna för fosfor och kväve i kustvatten ger orealistiskt stora åtgärdsbehov har inte åtgärder föreslagits för att matcha hela åtgärdsbehovet överallt (se kapitlet ”prioritering av åtgärder för god ekologisk status” för mer information). Slutligen föreslås dessutom minskade utsläpp av kväve från punktkällor.



Figur 1. Arbetsgång för framtagande av åtgärder (röda boxar markerar moment som huvudsakligen genomförts av länsstyrelsernas beredningssekretariat, blå markerar de som väsentligen genomförts av vattenmyndigheterna, brun markerar data från SMHI/SMED och gröna boxar symboliserar resultatet, det vill säga åtgärder som ingår som underlag till åtgärdsprogrammen).

Metoder

Beräkning av åtgärdsbehov

Ekologisk status bedöms i första hand utifrån de biologiska kvalitetsfaktorerna. De åtgärder som behövs för att förbättra biologin riktar sig dock ofta, till exempel då miljöproblemet är övergödning, inte direkt mot organismerna utan mot en belastning av det eller de ämnen som leder till att statusen för organismerna i vattnen försämras. Som ett första steg i att beskriva hur stort behovet av åtgärder är för att uppnå god ekologisk status används därför den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen (kväve eller fosfor). På så vis erhålls en koppling mellan statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna och påverkan. Detta möjliggör en bedömning av hur stora belastningsminskningar som behövs för att uppnå god ekologisk status.

För de vattenförekomster som inte uppnår god ekologisk status utförs först en individuell bedömning av skillnaden mellan halten av näringsämnen idag och den halt som motsvarar god ekologisk status. Denna skillnad benämns *förbättringsbehov* och beskriver behovet från den enskilda vattenförekomstens ”perspektiv”.

Vattenförekomsterna är dock inte isolerade enheter. Inlandsvattnen sitter ihop och påverkar varandra inom avrinningsområden och även kustvattenförekomsterna. En åtgärd har därför ofta en effekt i flera vattenförekomster och att använda summan av de enskilda förbättringsbehoven skulle därför överskatta omfattningen av de åtgärder som behövs. Med utgångspunkt i de enskilda förbättringsbehoven utförs därför ytterligare en analys som tar hänsyn till avrinningsområdesperspektivet för inlandsvattnen och påverkan på kustvattnen, och som resulterar i *åtgärdsbehov*[1]. Åtgärdsbehoven beskriver den minsta mängd kväve eller fosfor som behöver tas bort för att vattenförekomsterna ska uppnå god status med avseende på kvalitetsfaktorn näringsämnen. Till skillnad från förbättringsbehovet utgör åtgärdsbehovet för ett avrinningsområde summan av de enskilda vattenförekomsternas åtgärdsbehov.

Åtgärdsbehovet, beräknas först för vattendrag och sjöar med början uppströms och sedan ner till mynningen i åtgärdsområdenas avrinningsområden, ibland innebär stora behov i en vattenförekomst även att behov fördelas uppströms. Därefter beräknas det kvarstående åtgärdsbehovet för kustvattenförekomsterna.

I enstaka fall förekommer vattenförekomster där inte kvalitetsfaktorn näringsämnen är klassificerad, men där andra, biologiska kvalitetsfaktorer, visar på övergödning. I sådana fall har det generellt tillämpats ett åtgärdsbehov på 10 procent av tillförd mängd fosfor eller kväve. Detta är ett ofta konservativt mått på åtgärdsbehovet men får anses vara en kompromiss med syftet att inte alla åtgärder skjuts på framtiden medan åtgärdsbehovet ytterligare utreds.

Genomförda åtgärder som inneburit en minskning av tillförseln av fosfor och kväve mellan 2009 och 2014 har beaktats i mån av tillgängliga uppgifter från respektive länsstyrelse. Uppgifterna är dock sparsamt rapporterade vilket kan ha betydelse i vattenförekomster där många åtgärder genomförts under den aktuella perioden.

Åtgärdsbehov av fosfor sjöar och vattendrag

Åtgärdsbehovet beräknas för varje enskild vattenförekomst eller i undantagsfall för grupper av vattenförekomster. I ett avrinningsområde påverkar uppströms liggande vattenförekomster alla vattenförekomster nedströms i avtagande grad ända till dess recipienten utanför avrinningsområdet nås. Recipienten kan vara en större sjö eller en kustvattenförekomst. Det innebär att åtgärdsbehovet beräknas i sekvens från uppströms områden ner till mynningen.

[1] En annan term för åtgärdsbehovet av fosfor och kväve är beting.

Undantaget är för vattenförekomster med stora förbättringsbehov där åtgärder ibland också behövt fördelas på uppströms liggande vattenförekomster, vilket är orsaken till att det kan finnas ett åtgärdsbehov även i vattenförekomster som inte har ett eget förbättringsbehov.

Förbättringsbehovet beräknas från skillnaden i uppmätt (eller modellerad) halt och den halt som krävs för att nå god status enligt bedömningsgrunderna för statusklassificeringen (Naturvårdsverket, 2007a). Denna koncentrationsskillnad uttrycks som procent av den uppmätta halten. Eftersom åtgärdsbehovet uttrycks i mängd fosfor har förbättringsbehovet räknats om till en mängd genom att multiplicera den med fosforbelastningen (kg P/år) på vattenförekomsten. Fosforbelastningen har tagits fram genom att antingen:

- använda en modellberäknad belastning (resultat från PLC5, FUT eller S-HYPE) eller
- multiplicera den uppmätta fosforkoncentrationen med uppmätt eller modellerat vattenflöde (S-HYPE).

Vid användning av data från S-HYPE (SMHI, 2014) har företrädesvis årsmedelvärden för en sexårsperiod använts. Modelldata från FUT (Ejhed m fl, 2011) och PLC5 (Brandt m fl, 2008) representerar utsläpps- och påverkansdata från ett enskilt år men är klimatnormaliserade för en 20-årsperiod.

Vid beräkningen av åtgärdsbehovet har hänsyn tagits till att åtgärder som genomförs för att minska fosforbelastningen på en vattenförekomst även minskar belastningen på nerströmsliggande vattenförekomster. Hänsyn har även tagits till retention i sjöar som i de flesta fall hämtats från S-HYPE. För att fördela åtgärdsbehovet mellan vattenförekomster i ett avrinningsområde har en Excel-modell använts (tilläggsprogrammet *Problemlösaren*). Modellen innehåller optimeringsfunktioner som innebär att det totala åtgärdsbehovet inom ett avrinningsområde med många vattenförekomster kan minimeras.

Åtgärdsbehov i kustvatten

De åtgärder som föreslås för att nå god ekologisk status med avseende på näringsämnen i sjöar och vattendrag kommer att minska tillförseln av fosfor och kväve till kusten. För kustvattenförekomsterna beräknas därför det kvarstående åtgärdsbehovet ut efter det att effekten av åtgärder riktade mot sjöar och vattendrag räknats bort. En betydande del av tillförseln av fosfor och kväve till kustvattenförekomsterna kommer från utsjön, men i beräkningarna av åtgärdsbehovet per vattenförekomst beaktas endast den del av tillförseln som kommer från land eftersom det är denna belastning som kan omfattas av åtgärdsprogrammet.

För kusten utgår beräkningen av åtgärdsbehovet, på samma sätt som för sjöar och vattendrag, från skillnaden mellan uppmätt (eller modellerad) halt och den halt som krävs för att nå god status enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2007b; Hansson m fl, 2013). För kustvattnen beräknas åtgärdsbehov för både fosfor och kväve genom att multiplicera den relativa skillnaden i uppmätt halt och halt för god status med den tillförda mängden från land. För den tillförda mängden från land har modellresultat från FUT använts för fosfor medan S-HYPE-resultat har använts för kväve.

Åtgärdsbehov i utsjövatten

Utsjöpåverkan behöver minska för att nå god ekologisk status i många kustvattenförekomster. Om de reduktionsmål som satts upp inom HELCOM uppnås i alla länder runt Östersjön är antagandet här att det är tillräckligt för att minska påverkan från utsjön så att god ekologisk status kan nås i kustvattenförekomsterna.

Beräkning av enskilda åtgärders effekt, potential, kostnad och kostnadseffektivitet

Syfte och bakgrund

För att kunna genomföra en prioritering av åtgärder och analysera behovet av undantag per vattenförekomst behövs, utöver en bedömning av kostnadseffektivitet, även en bedömning av i vilken omfattning åtgärderna kan genomföras inom en vattenförekomst.

En beräkning av *reduktionspotential* (se definition nedan) och kostnadseffektivitet för 15 åtgärder har därför genomförts per vattenförekomst (Tabell 1). Det finns troligen fler åtgärder som skulle kunna ingå i beräkningarna men det har inte varit möjligt att inkludera alla tänkbara åtgärder. De åtgärder som prioriterats är de som bedömts ha stor potential att minska fosfor eller kvävebelastningen på vattnen och som är möjliga att genomföra i praktiken. Ytterligare ett kriterium har varit att det ska gå att göra en rimlig uppskattning av kostnader och effekter, vilket har lett till att ett antal, troligen kostnadseffektiva, åtgärder inte analyserats.

Eftersom arbetsprocessen har varit att följa vattnets väg genom att först beräkna vad som behövs för inlandsvattnen och sedan i nästa steg kustvattnen så kommer texten nedan att ha fokus på fosfor eftersom detta vanligen är det begränsande näringsämnet för algproduktion i inlandsvatten och därmed den parameter som analyserades först. Samma angreppssätt har dock använts för bedömningarna av åtgärdernas kväveeffekter.

Utgångspunkten för beräkningarna och bedömningarna har alltså varit att visa på den största möjliga potential en åtgärd har för att minska fosforförlusterna i en vattenförekomst. Uppskattningarna är därför inte begränsade till de åtgärder som det finns styrmedel för idag eller vad som är rimligt ekonomiskt eftersom denna bedömning görs i ett senare steg i vattenförvaltningsprocessen. Uppskattningarna har dock vissa begränsningar, t.ex. att jordbruksproduktion fortfarande ska kunna genomföras och att punktkällor och enskilda avlopp kommer finnas kvar.

Begreppet reduktionspotential myntades under arbetets gång. Det står för en bedömning av den maximala potential en åtgärd bedöms ha för att minska fosforhalten i sjöar, vattendrag och kustvatten och uttrycks i kg totalfosfor eller totalkväve per år. Reduktionspotentialen är en produkt av tre huvudfaktorer: fosfor- eller kvävebelastningen i vattenförekomsten, åtgärdens utrymme och dess effekt. Med utrymme menas hur mycket av åtgärden som bedöms kunna utföras i en vattenförekomst. Om den påverkan som ska åtgärdas är diffus, från till exempel jordbruk eller skog, så är bedömningen av utrymmets storlek mycket svårare än för punktkällor för vilka det ofta finns en uppgift om antal, var de finns och utsläppsmängd. Det är betydligt svårare att bedöma hur många hektar som kan strukturkalkas med någon betydande effekt, hur många kilometer skyddszon mot åkermark som kan anläggas och så vidare. Åtgärdseffekten definierades i vårt material som den reduktion som åtgärden kan resultera i per storleksenhet, till exempel hur stor andel av fosforläckaget som minskas per areaenhet strukturkalkad åker. Båda dessa faktorer (såväl som belastningen) kan variera mellan vattenförekomster och framräknades separat för samtliga. Reduktionspotentialen beräknades sedan som

$$Reduktionspotential = specifik\ belastning \times åtgärdsutrymme \times åtgärdseffekt$$

På samma vis beräknades kostnaden som en produkt av åtgärdsutrymmet och en bedömning av kostnadseffektiviteten för en åtgärd.

Tabell 1. Förteckning över de åtgärder som vattenmyndigheterna tagit fram underlag för och länk till information om åtgärdskategorierna i VISS åtgärdsbibliotek

Åtgärdskategorins namn	Åtgärdskategorins ID i VISS
Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel	VISSMEASURETYPE000933
Strukturkalkning	VISSMEASURETYPE000719
Anpassade skyddszoner på åkermark	VISSMEASURETYPE000794
Kalkfilterdiken	VISSMEASURETYPE000720
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade	VISSMEASURETYPE000723
Skyddszoner i jordbruksmark	
- Skyddszoner i jordbruksmark, avstånd 0-2 meter	VISSMEASURETYPE000926
- Skyddszoner i jordbruksmark, avstånd 2-6 meter	VISSMEASURETYPE000927
- Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 6-10 meter	VISSMEASURETYPE000928
- Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 10-15 meter	VISSMEASURETYPE000929
- Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 15-20 meter	VISSMEASURETYPE000930
Tvåstegsdiken	VISSMEASURETYPE000714
Våtmark - fosfordamm	VISSMEASURETYPE000726
Våtmark för näringsretention	VISSMEASURETYPE000725
Åtgärdande av enskilda avlopp	
- till normal skyddsnivå	VISSMEASURETYPE000923
- från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå	VISSMEASURETYPE000925
Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk	VISSMEASURETYPE000784
Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	VISSMEASURETYPE000911
Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten vid avloppsreningsverk	VISSMEASURETYPE000910
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	VISSMEASURETYPE000918
Dagvattendammar	VISSMEASURETYPE000785

Att beskriva åtgärders effekt och utrymme på en lokal skala är komplext eftersom det är många faktorer som potentiellt kan tas med i beräkningarna och som kan interagera på flera sätt. Målet har varit att ta fram ett bättre underlag än de nationella schabloner som finns och att underlaget ska kunna uppdateras och förbättras i samverkan med till exempel andra myndigheter och forskare när ny information och kunskap framkommer.

Ett pragmatiskt angreppssätt valdes för respektive åtgärd: så detaljerad information som möjligt hämtades från olika geografiskt distribuerade databaser och kombinerades med litteraturuppgifter och, om nödvändigt, nationella schabloner. Beräkningarna utgick från ett antal antaganden om vilken geografisk information som bäst kunde beskriva rumslig variation i reduktionspotentialen.

Arbetsgången har varit att:

- identifiera vilken information som är nödvändig för att beräkna åtgärdsutrymmet (t.ex. andel lerjord eller längden vattendrag i anslutning till åkermark),
- identifiera vilken information som är avgörande för att lokalanpassa information om åtgärders effekt och kostnad (till exempel andel av fosforförlusten som sker via ytavrinning respektive via dräneringsledningarna, jordbruksmarkens fosforinnehåll och alternativt markvärde baserat på arrendepriser), och
- bygga antaganden runt denna information baserat på litteraturuppgifter.

Om information saknats för något dataunderlag har en uppskattning genomförts utifrån ett logiskt resonemang och dokumenterats.

Det har av olika skäl inte varit möjligt att lokalanpassa alla ingående delar av bedömningarna för samtliga åtgärder. En mer detaljerad beskrivning av hur åtgärdsutrymme, effekt och kostnad beräknats för åtgärderna följer nedan i separata kapitel för varje åtgärd, men en översikt av vilka delar av åtgärdsbedömningarna som genomgått någon form av lokal anpassning presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Översikt av vilka av åtgärdernas egenskaper som anpassats från nationella schabloner till en högre geografisk upplösning. Belastningen, som också är en viktig faktor i beräkningen av reduktionspotentialen är alltid en lokal uppgift per vattenförekomst

Åtgärdskategori	Utrymme	Effekt	Kostnad
Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel	Lokal anpassning	Lokal belastning kombinerat med nationell schablon	Nationell schablon
Strukturkalkning	Lokal anpassning	Lokal belastning kombinerat med nationell schablon	Nationell schablon
Anpassade skyddszoner på åkermark	Nationell schablon	Lokal belastning kombinerat med nationell schablon	Nationell schablon
Kalkfilterdiken	Lokal anpassning	Lokal belastning kombinerat med nationell schablon	Nationell schablon
Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Tvåstegsdiken	Lokal anpassning	Lokal belastning kombinerat med nationell schablon	Nationell schablon
Våtmark - fosfordamm	Två klasser	Lokal anpassning	Nationell schablon
Våtmark för näringsretention	Nationell schablon	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Åtgärdande av enskilda avlopp till normal skyddsnivå	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning

Åtgärdskategori	Utrymme	Effekt	Kostnad
Åtgärdande av enskilda avlopp från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Lokal anpassning	Nationell schablon kombinerat med lokal belastning	Nationell schablon
Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten vid reningsverk	Nationell schablon	Nationell schablon	Nationell schablon
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Nationell schablon	Nationell schablon kombinerat med lokal belastning	Nationell schablon
Extra kolkälla efterdenitrifikation	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Extra kolkälla fördenitrifikation	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka recirkulation (om fördenitrifikation)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Installera efterdenitrifikation (om nitrifikation finns)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Installera nytt kvävereningssteg	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka nitrifikation (bassängvolym/bärarmaterial)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	Lokal anpassning	Lokal anpassning	Lokal anpassning
Dagvattendammar	Länsvisa uppskattningar	Länsvisa uppskattningar	Länsvisa uppskattningar

Strukturkalkning

Strukturkalkning är en åtgärd för att minska fosforförlusterna från lerhaltig åkermark (Bång m fl, 2012). Den kan också leda till en minskning av sedimenttransporten och därmed förbättra siktdjupet i sjöar och minska igenslamning av fiskars lekplatser. Dessutom minskar den läckaget av partikulärt bundna bekämpningsmedel som till exempel glyfosat (Ulén m fl, 2012). Genom att tillsätta en kalkprodukt innehållandes bränd kalk (kalciumoxid, CaO) eller släckt kalk ($Ca[OH]_2$), förbättras markstrukturen (Falk Ögaard m fl, 2008, Ulén m fl, 2012). I flera försök har skördeökningar uppmätts efter strukturkalkning (Siman, 1997; Berglund och Blomquist, 2002). Den praktiska erfarenheten från lantbrukare är också att det till exempel är enklare att reda till såbruk på hösten på besvärliga lerjordar vilket leder till färre överfarter och minskad bränsleförbrukning. Effekten av strukturkalkning kan vara långvarig och Mattson (2001) konstaterade att ”det finns fortfarande skördeeffekter av den kalkning som genomfördes på 40-talet”.

Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet är beräknat för lerjordar med en halt större än15 procent baserat på SGUs jordartskarta och åkerarealen från jordbruksverkets blockdatabas, vilket är den gräns SGUs jordartskarta har för lerjordar.

Effekt

I ett fältförsök på en lerjord med en lerhalt på 60 procent minskade fosforläckaget med 30 procent från 0,67 till 0,47 kg P/ha (Lindström och Ulén, 2011) och i ett mindre avrinningsområde i Västmanland med styva leror minskade förlusterna från 0,78 till mellan 0,34 och 0,48 kg P per hektar, det vill säga en minskning på mellan 38 och 56 procent (Stjernman Forsberg m fl, 2013). För att ta hänsyn till att effekten troligtvis är något lägre på jordar med lägre lerhalt än de som använts i dessa försök har en reduktionseffekt på 30 procent antagits.

Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av:

- åtgärdsutrymmet, det vill säga arealen åker med lerhalt över 15 procent i hektar.
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT
- reduktionseffekt 30 procent.

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Areal åker med lerjord × specifik belastning för avrinningsområdet × reduktionseffekt

Exempel

Avrinningsområdet till vattenförekomsten Lillån har en åkerareal på 8577 ha varav 7777 ha är lerjordar. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kg fosfor per hektar och år. Reduktionspotentialen kan då beräknas enligt:

$$7777\ ha \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1}\text{år}^{-1} \times 0{,}3\ = 1423\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

Med antagandet om 30 procents reduktionseffekt ger strukturkalkning alltså en minskning av fosfortillförseln till vattendraget med ca 1400 kg per år.

Åtgärdskostnad

Kostnaderna baserar sig på att 8 ton kalk per hektar sprids och ett genomsnittligt pris på 605 kr per ton samt att nedbrukningen kostar 1030 kr per hektar. Vid en beräknad livslängd på 15 år blir kostnaden 528 kr ha^{-1} år^{-1} (med 4 procent ränta). På intäktssidan har en skördeökning antagits på 4 procent baserat på 5000 kg per hektar samt ett produktpris på 1,50 kr. Dessutom har ett minskat dragkraftsbehov värderats till 15 kr ha^{-1} samt minskat behov av harvning före sådd av höstvete till 15 kr ha^{-1}. Nettokostnaden blir då cirka 200 kr per hektar och år.

Osäkerheter och begränsningar

Uppskattningen av åtgärdens potential, åtgärdsutrymmet och åtgärdskostnader har följande osäkerheter och begränsningar:

- Det finns få försök där åtgärdens effekt på fosforförluster och skörd undersökts, i synnerhet med avseende på:
  - lerhalt och lermineralogi,
  - olika kalkprodukter. Ren släckt eller bränd kalk har ibland använts i försöken och det är osäkert hur effekten av den är jämfört med de kommersiella strukturkalkprodukterna och
  - hur stor mängd kalk som tillförs.
- SGU:s jordartskarta har en grov upplösning i vissa delar av landet (1:100 000) vilket innebär en osäkerhet i uppskattning av åtgärdsutrymmet på vattenförekomstnivå.

Sammantaget är det möjligt att effekten av strukturkalkning är underskattad med avseende på minskade fosforförluster och ökad skörd på jordar som är mest mottagliga och överskattad det på mindre mottagliga jordar som t ex en del lätt- och mellanleror.

Anpassade skyddszoner

Syftet med anpassade skyddszoner är att minska fosforförlusterna via ytavrinning från åkermarken. De leder också till en minskad tillförsel av sediment till vattnen vilket innebär förbättrat siktdjup i sjöar och minskad igenslamningen av fiskars lekplatser. Skyddszoner minskar dessutom förlusterna av partikulärt bundna bekämpningsmedel till vatten. Anpassade skyddszoner anläggs där synlig erosion uppkommer och där avrinning sker, till exempel vid diken och brunnar som fungerar som ytvattenintag. De kan vid behov också anläggas längs erosionsstråk inne på fält. På en anpassad skyddszon odlas framförallt vallgräs.

Anpassade skyddszoner är mer kostnadseffektiva än vanliga skyddszoner. Orsaken är att de placeras endast där det synbarligt förekommer erosion och ytavrinning som kan medföra ökad transport av partiklar och fosfor till ytvatten. Vanliga skyddszoner placeras i allmänhet längs längre sträckor av vattendraget, ibland även där det sällan eller aldrig förekommer ytavrinning och bredden är sällan platsanpassad efter hur stort problemet med avrinningen är lokalt.

Åtgärdsutrymme

Det maximala teoretiska åtgärdsutrymmet grundar sig på antagandet att den med anpassade skyddszoner åtgärdbara ytavrinningen sker i genomsnitt på vart 15 hektar och att det anläggs en skyddszon där som är 300 m^2. Detta är en grov beräkningsmodell. I praktiken kan samma resultat (effekt och kostnad) uppnås om flera mindre skyddszoner behöver anläggs istället för en stor.

Effekt

Grundantagandet vid uppskattningen av effekten är att 70 procent av alla fosforförluster som sker via ytavrinning är åtgärdbara med anpassade skyddszoner. Vidare har reduktionseffekten för anpassade skyddszoner satts till 50 procent på den del av belastningen som sker via ytavrinning. Detta baseras på forskningsförsök som visar på minskade förluster av totalfosfor på mellan 27 och 97 procent (Uusi-Kämppä m fl, 2000). Andelen av fosforförluster som sker via ytavrinning är hämtade från SMED/PLC5 och den specifika belastningen (de totala förlusterna från åkermark) är hämtad från den fördjupade utvärderingen av miljömålen (SMED/FUT).

Reduktionspotential
Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av

- andelen av de maximala uppskattade förlusterna via ytavrinning som kan åtgärdas, det vill säga 70 procent av fosforn som förloras via ytavrinning från jordbruksmark,
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT,
- andelen av förlusten som sker via ytavrinning från SMED/PLC5 och
- antagandet att skyddszonernas reduktionseffekt är 50 procent.

Exempel
Till vattenförekomsten Lillån avvattnas lokalt en jordbruksareal på 8577 ha. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kg fosfor per hektar och år och 22 procent av förlusterna sker via ytavrinning. Den teoretiska maximala reduktionspotentialen för vattenförekomsten blir då:

$$8577\ ha \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1} \text{år}^{-1} \times 0{,}22 * 0{,}7 * 0{,}5\ = 403\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

Åtgärdskostnad
Kostnaden för anpassade skyddszoner är baserad på uppgifterna som redovisas i åtgärdsbiblioteket i VISS (11 333 kr ha^{-1} år^{-1}) utan lokal anpassning. Antagandet gäller att gårdarna i området har 50 hektar åkermark i genomsnitt och att tre anpassade skyddszoner à 0,03 hektar anläggs.

Exempel
För exemplet Lillån blir kostnaden då:

$$\frac{8577\ (ha)}{50\ (ha)} * 0{,}03\ (ha) * 3\ (st) * 11\ 333\ (kr\ ha^{-1}\ \text{år}^{-1}) = 174\ 966\ kr\ \text{år}^{-1}$$

Osäkerheter och begränsningar

- Hur stor andel av fosforförlusterna som sker via ytavrinning och erosion (hämtad från SMED/PLC5) har betydande osäkerhet och sannolikt stor lokal variation. Det innebär att det antagna åtgärdsutrymmet och kostnaden är osäker.
- Hur skyddszonen placeras kommer att avgöra hur stort odlingshinder den innebär. Kostnaden är nu antagen för en skyddszon som utgör ett betydande odlingshinder och kan därmed vara överskattad i vissa fall.
- Samma effekt har antagits överallt men effekten av skyddszoner varierar mycket enligt de mätningar som utförts.
- Åtgärden kompletterar men kan också delvis ersättas av åtgärden skyddszoner längs vattendrag (se nedan).

Fosfordammar

Fosfordammar är små dammar som anläggs i eller i anslutning till mindre vattendrag eller större diken, främst i syftet att avskilja fosfor. De leder också till fastläggning av sediment vilket innebär förbättrat siktdjup i sjöar och minskad igenslamningen av fiskars lekplatser. Ytterligare effekter är retention av partikulärt bundna bekämpningsmedel och inte minst viktigt, en ökad biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Fosfordammar är mindre än våtmarker och placeras nära den åkermark som läcker fosfor. De har mindre tillrinningsområde än de flesta våtmarker och anläggs med en djupare del i början av dammen som fungerar som sedimentationsfälla, följt av en grundare del med vegetation som begränsar slamflykt vid höga flöden.

Åtgärdsutrymme

För att fosfordammar ska vara effektiva bör de ligga högt upp i systemet, inte ha för stor eller liten yta i förhållande till sitt avrinningsområde men ändå ha så hög belastning av fosfor som möjligt. Om fosfordammar ska designas så att de är effektiva kommer därför aldrig all befintlig åkermark kunna avvattnas till fosfordammar.

För att uppskatta åtgärdsutrymmet för fosfordammar, det vill säga hur stor andel av åkermarken som kan komma att omfattas av denna åtgärd, förutsattes att möjligheterna att anlägga fosfordammar kan relateras till längden diken och mindre vattendrag i förhållande till åkerarealen i avrinningsområden. En hög andel diken och mindre vattendrag i relation till arealen åkermark bör öka sannolikheten att hitta bra lägen och täcka upp avrinningen från olika delar av avrinningsområdet. Längden diken och mindre vattendrag uppskattades med hjälp av fastighetskartans hydrografiska skikt och åkerarealen hämtades från Jordbruksverkets blockdata (2013).

Ett 30-tal små avrinningsområden med ett brett spann av andel dikeslängd per åkerareal valdes ut från olika delar av landet för att kalibrera metoden. Kalibreringen utfördes manuellt genom att två personer detaljstuderade kartor över de utvalda områdena och teoretiskt "placerade ut" så många dammar de ansåg möjligt längs vattenvägarna.

Resultaten jämfördes sedan mellan personerna för att harmonisera den subjektiva bedömningen. Kvoten dikeslängd/åkerareal jämfördes med arealen åker där avrinnande vatten kan passera genom fångdammar per område. Andelen areal avvattnad åkermark i förhållande till kvoten dikeslängd/åkerareal delades därefter in i två klasser. I områden med en kvot under 7 meter dike/hektar åker bedömdes att i medeltal 30 procent av åkerarealen skulle kunna avvattnas till fosfordammar och för områden över denna kvot var motsvarande andel 50 procent.

Åtgärdsutrymmet skattades sedan genom att alla vattenförekomsters lokala avrinningsområden klassades till en av de två grupperna med hjälp av kvoten dikeslängd/åkerareal.

Effekt för fosfor

En reduktion motsvarande den i Kynkääniemi, m fl (2013) användes i beräkningarna, det vill säga 28 procent för löst fosfor (DP) och 40 procent för partikulär fosfor (PP). Dammar som anläggs i "verkligheten" och inte i forskningssyfte kommer sannolikt inte att anläggas lika optimalt eller skötas lika intensivt, men å andra sidan har Kynkäänniemi m fl (2013) antagit att retentionen under de första åren är betydligt lägre än senare varför studiens resultat förmodligen underskattar reduktionspotentialen på längre sikt.

Eftersom reduktionen är olika för DP respektive PP har beräkningar av fördelningen mellan dessa hämtats från underlag till SMED/PLC5 där fördelningen bland annat beror av utlakningsregion (klimat), jordart och grödofördelning. Beräkningarna förenklades genom att grödofördelningen utelämnades, istället användes ett medeltal för alla grödor för varje specifik kombination av utlakningsregion och jordart.

Effekt för kväve

För kväve baseras reduktionen på resultat från ett antal mindre anlagda våtmarker (Weisner och Thiere, 2009; Kynkääniemi m fl, 2013). Reduktionen per läckageregion framgår av bilaga 3.

Reduktionspotential för fosfor

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (det vill säga 0,3 eller 0,5 × åkerarealen i hektar), den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT fördelad på DP och PP och reduktionsgraderna för DP (28 %) och PP (40 %).

Exempel

Reduktionspotentialen för fosfor i en vattenförekomst med 8 577 ha åkermark, längd dike/ha åkermark > 7m/ha vilket innebär åtgärdsutrymmet 0,5, en specifik fosforförlust på 0,61 kg P ha^{-1} $år^{-1}$, andel DP = 40 procent och andel PP = 60 procent:

$$(8577\ ha \times 0{,}5 \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1}\ år^{-1} \times 0{,}4 \times 0{,}28) + (8577\ ha \times 0{,}5 \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1}\ år^{-1} \times 0{,}6 \times 0{,}40) = 921\ kgP\ år^{-1}$$

Reduktionspotential för kväve

Reduktionspotentialen för kväve beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (0,5 × åkerarealen i hektar), antagandet att varje fosfordamm har ett tillrinningsområde 100 hektar och är 0,2 hektar stora samt den reduktionseffekt som framgår av bilaga 2.

Exempel

Reduktionspotentialen i en vattenförekomst i läckageregion 6 med 8 577 ha åkermark, längd dike/ha åkermark> 7m/ha,

$$(8577\ ha \times 0{,}5 \times 0{,}01 \times 0{,}2 \times 122\ kgN\ ha^{-1}\ år^{-1}) = 1046\ kgN\ år^{-1}$$

Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (49 400 kr ha^{-1} $år^{-1}$) utan lokal anpassning.

För att uppskatta kostnaden för fosfordammar har följande antagande använts:

- medelstorlek 0,2 ha
- avrinningsområdet till varje fosfordamm är i medeltal 100 ha (d.v.s. fosfordammens yta är ca 0,2 procent av avrinningsområdets storlek)

Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$\left(\frac{8577\ ha \times 0{,}5}{100\ ha}\right) \times 0{,}2\ ha \times 49400\ kr\ ha^{-1}\ år^{-1} = 424\,700\ kr$$

Osäkerheter och begränsningar

- Det finns få mätningar av fosfordammars effektivitet i Sverige. I en studie i Norge (Braskerud, 2001) varierade retentionen mellan 21 och 44 procent för totalfosfor (TP). Den enda fosfordamm som studerats noggrant i Sverige har en yta motsvarande 0,27 procent av avrinningsområdet (Kynkääniemi m fl, 2013). Koncentrationen TP i inkommande flöde var 300 µg/l varav 100 µg/l var löst fosfor (DP). Belastningen på dammen var 193 kg TP per år. Den totala fosforreduktionen var 36 procent (28 procent för löst fosfor och 40 procent för partikulärt bunden fosfor, PP).
- Beräkningen av åtgärdsutrymmet är en uppskattning och åtgärdsutrymmet kan lokalt vara under- eller överskattat.
- Det kan råda mycket varierande förutsättningar för anläggningen av olika dammar vilket påverkar åtgärdsutrymmet och åtgärdskostnader. Hur mycket som behöver grävas påverkar anläggningskostnaderna och kan i vissa fall även göra åtgärden praktiskt ogenomförbar.

Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel
(anpassad stallgödselspridning)

För att minska förlusterna av fosfor vid spridning av stallgödsel finns det ett antal åtgärder som kan vara aktuella; gödsling enligt Jordbruksverkets rekommendation (Bång m fl, 2012; Jordbruksverket, 2013a), undvika höga engångsgivor av fosfor (Djodjic och Kyllmar, 2011), nedmyllning av gödsel på obrukad mark i anslutning spridningstillfället (Bång m fl, 2012), nedmyllning av gödsel i växande gröda samt undvika tillförsel av stallgödsel under senhösten då tillväxten avtagit.

Mängden kväve och fosfor i stallgödsel kopplat till enskilda vattenförekomster har beräknats av Jordbruksverket baserat på statistik av antalet djur från 2010 (se Bilaga 1).

Vattenförekomster med mindre än 5 ha åkermark samt vattenförekomster där andelen åkermark är mindre än 5 procent av den totala ytan har uteslutits från analysen eftersom potentialen för dessa är försumbar.

Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet per vattenförekomst har antagits relatera till mängden fosfor som produceras med stallgödsel utifrån schabloner kopplade till djurantal från olika djurslag (Jordbruksverket, 2013a). Delåtgärden "undvika tillförsel av stallgödsel under senhösten då tillväxten avtagit" gäller framförallt tillförsel av flytgödsel på vallar och är huvudsakligen kopplad till gårdar med mjölkproduktion.

Effekt

Effekten sattes till en minskning med 10 procent av den specifika förlusten från jordbruksmarken (från SMED/FUT) för ett avrinningsområde med genomsnittligt antal djurenheter per ha åkermark.[2] Schablonen baseras på åtgärderna gödsling enligt rekommendation och att undvika höga engångsgivor i enlighet med beräkningarna i Lillå-projektet (Larsson och Gyllström, 2013). I ett genomsnittligt avrinningsområde med djurhållning producerades 8 kg P per hektar om den fördelas över hela åkerarealen. Det samband mellan P i stallgödsel och reduktion som ansattes framgår av Figur 2. Den maximala reduktionen som kan erhållas med denna åtgärd är 22 procent av den specifika belastningen.

Reduktionspotential

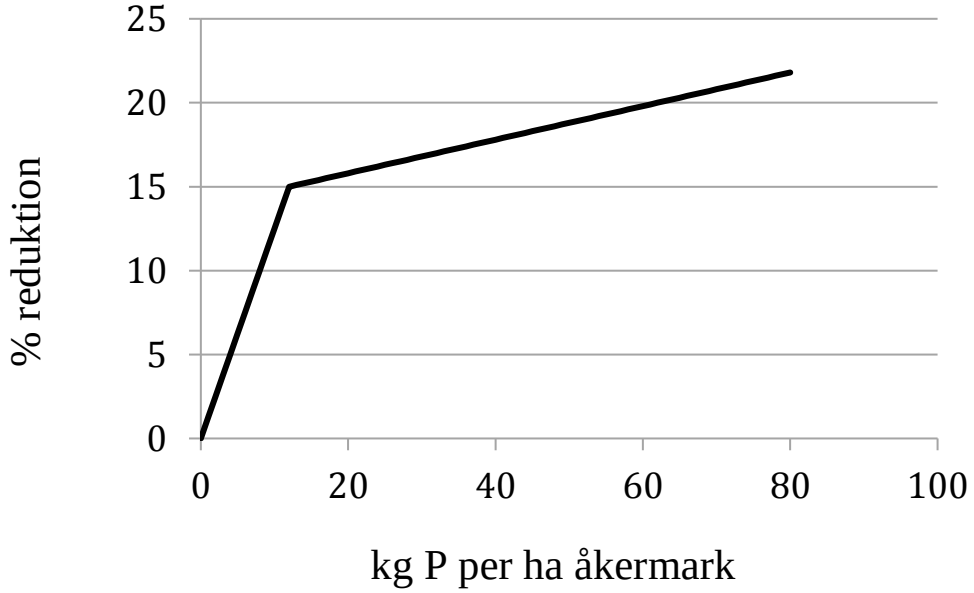
Reduktionspotentialen beräknades som, areal jordbruksmark × den specifika belastningen från jordbruksmarken × reduktionsschablonen för mängden fosfor i stallgödsel för det aktuella området.

Exempel

I Lillån är åkerarealen 8577 ha, den specifika belastningen 0,61 kg/ha och den genomsnittliga P-tillförseln med stallgödsel 8 kg/hektar åkermark. Med en reduktionsschablon på 10 procent (se Figur 2) blir reduktionspotentialen:

$$(8577\ ha \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1}\ år^{-1} \times 0{,}1\ ) = 523\ kgP\ år^{-1}$$

[2] Avrinningsområden med mindre än 5 % åkerareal samt områden med mindre än 5 ha åker uteslöts



Figur 2. Samband mellan producerad mängd fosfor i stallgödsel och antagen reduktionseffekt.

Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (1650 kr per kg reducerat P $år^{-1}$) utan lokal anpassning.

Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$523 \text{ kg P } år^{-1} \times 1650\ kr\ =\ 863\ 000\ kr\ år^{-1}$$

Osäkerheter och begränsningar

Beräkningen av åtgärdsutrymmet bygger på antaganden som innehåller ett antal osäkerheter. En är att stallgödseln sprids inom det avrinningsområde där djuren är registrerade. Det kan innebära att åtgärdsutrymmet är överskattat för vissa vattenförekomster och underskattat i samma grad för de vattenförekomster där stallgödseln sprids. Eftersom åtgärden egentligen består av fyra olika åtgärder finns det osäkerheter i åtgärdsutrymmet kopplat till var och en av de olika delåtgärderna.

För gödsling enligt Jordbruksverkets rekommendation är åtgärdsutrymmet en kombination av tillgänglig mängd stallgödselfosfor och markens fosforinnehåll (P-AL). Ingen hänsyn har emellertid tagits till markens fosforinnehåll då tillräckligt detaljerade data saknas. I områden med låga P-AL-tal i marken är åtgärdsutrymmet således överskattat medan det är underskattat i områden med höga P-AL-tal.

Den största osäkerheten är relaterat till effekten av åtgärden som sannolikt varierar kraftigt mellan olika områden mellan olika år. Effekten kan till exempel variera beroende på hur stallgödseln sprids idag i relation till markens innehåll av fosfor och i relation till när det är hög risk för förluster via läckage och ytavrinning.

Effekten av åtgärden är direkt kopplad till den specifika förlusten av fosfor från jordbruksmark som baserar sig på en geografisk upplösning av stallgödselgivor motsvarande indelningen i produktionsområden eller för vissa regioner och grödor till och med en genomsnittlig giva för hela riket. Det kan innebära att de specifika förlusterna, och därmed effekten av åtgärden, är underskattad i vissa områden där det sprids mycket stallgödsel och överskattade där det sprids en mindre mängd stallgödsel. Avsikten med funktionen för reduktion som framgår av Figur 2 är dock att delvis kompensera för detta förhållande.

Kalkfilterdiken

Åtgärden kalkfilterdiken har här definierats att gälla sådana som anläggs enbart i samband med anläggning av nya täckdiken eller omtäckdikning på lerjordar. Strukturkalk blandas då in i jorden vid återfyllning av täckdiken. Den kalkinblandade jorden kan binda fosfor i det infiltrerande vattnet från markytan och ger dessutom en porös återfyllnad som förbättrar dräneringens funktion på täta lerjordar. På detta sätt förbättras infiltrationen och risken för stående ytvatten vilket leder till en minskad ytavrinning och erosion.

Åtgärdsutrymme

Kalkfilterdiken är främst aktuella på lerjordar och är endast kostnadseffektiv om den sker i samband med om- eller nytäckdikning. Detta är samma antaganden som Jordbruksverket anfört tidigare där de också konstaterar att *"En stor del, cirka 1,2 miljoner ha av totalt 2,8 miljoner hektar, av Sveriges åkermark är dränerad men de flesta av dessa täckdikessystem är gamla och behöver underhållas, kompletteras eller göras om. Jordbruksverkets vattenenhet har bedömt att behovet av ny- och kompletteringstäckdikning uppgår till cirka 1 miljon hektar. Om 1 miljon ha är i behov av täckdikning eller nytäckdikning och dessa har samma fördelning av jordart som Sveriges åkerareal, så motsvarar det 590 000 ha med lerjordar med behov av om- eller nytäckdikning"* (Bång m fl, 2012). Detta motsvarar 74 procent av lerjordarna i Sverige. Jordbruksverkets uppskattning av andelen lerjord av åkermarken är något hög. Vid en jämförelse av arealen för de lerjordar som tagits fram enligt antagandena i åtgärden strukturkalkning med den totala åkerarealen blir resultatet att runt 30 procent utgörs av lerjordar. Behovet av om- eller nydikning skulle då bli ca 300 000 ha. Detta motsvarar 38 procent av lerjordarna.

Effekt

I ett svenskt fältförsök (Lindström och Ulén, 2003) var effekten av kalkfilterdike 0,2 kg P per hektar, motsvarande cirka 16 procent reduktion av fosfor och i ett 7-årigt litauiskt försök var fosforreduktionen cirka 50 procent (Saulys och Bastiene, 2008). Här antas en nettoreduktion av totalfosfor på 25 procent precis som i åtgärdsbiblioteket (baserat på 35 procent bruttoreduktion i kalkfilterdiket men att förluster också sker via andra vägar än via kalkfilterdiket).

Reduktionspotential

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av

- åtgärdsutrymmet, det vill säga 38 procent av arealen åker med lerhalt över 15 procent (arealen framtagen enligt metoden för strukturkalkning),
- den specifika belastningen från jordbruksmark från SMED/FUT och
- reduktionsschablonen för åtgärdskategorin från åtgärdsbiblioteket.

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Arealen åker med lerjord × andelen åker som behöver täckdikas (38 procent på 12 år) × specifik belastning för avrinningsområdet × reningsgraden (25 procent)

Exempel

Exempelområdet Lillån har en jordbruksareal på 8 577 ha varav 7 777 ha är lerjordar. Den specifika belastningen från jordbruksmark är 0,61 kgP per ha och år. Om 38 procent av arealen om- eller nytäckdikas till 2027 blir effekten:

$$7777\ ha \times 0{,}38 \times 0{,}61\ kgP\ ha^{-1} \text{år}^{-1} \times 0{,}25\ = 451\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (630 kr ha^{-1} $år^{-1}$) utan lokal anpassning. Kostnaden beräknas enligt:

$$\text{Kostnad} = \text{Åtgärdad areal åker} \times \text{kostnadsschablon}$$

Exempel

Kostnaden för exempelområdet ovan blir:

$$7777\ ha \times 0{,}38 \times 630\ kr\ ha^{-1}\ år^{-1} = 1\ 861\ 814\ kr\ år^{-1}$$

Osäkerheter och begränsningar

Effekten baseras på resultat från endast två försök med en relativ stor spridning i uppnådd minskning i fosforförluster. Åtgärdens effektivitet på jordar med olika lerhalt är inte undersökt och reduktionspotentialen kan därför vara både över- eller underskattad (se även åtgärdsbeskrivningen för strukturkalkning).

Skyddszoner

Åtgärden definieras som en vallbesådd zon längs ett vattenområde. Ett vattenområde kan till exempel vara ett dike som är vattenförande någon del av året, ett vattendrag eller en sjö.

Åtgärden är uppdelad i två delar som motsvarar skyddszoner med olika bredd. Orsaken till detta är att olika skyddszonsbredd kan vara aktuella för olika vattenförekomster beroende på de olika skyddszonernas (med olika bredd) kostnadseffektivitet i relation till andra åtgärder samt till områdets åtgärdsbehov. Bredare skyddszoner än 6 meter har inte beräknats vara kostnadseffektiva.

Resultat från modellen FyrisSkz har använts, där SLU genomfört en beräkning av effekten och kostnaderna av skyddszoner på uppdrag av vattenmyndigheterna. En teknisk beskrivning av modellen kan hittas här: http://fyrisskz.slu.se/. I den redogörs även mer utförligt hur åtgärden definieras och beräknats.

Åtgärdsutrymme

Med hjälp av lantmäteriets vägkarta (blå kartan) och blockdata från Jordbruksverket uppskattades den totala möjliga längden skyddszon på åkermark mot vattendrag. Från denna längd har sedan längden befintlig skyddszon samt den del som består av vallodling räknats bort. Uppskattningen av hur mycket skyddszoner som redan finns baseras på stödsökt areal samt areal med vall längs vattendrag (data från 2005).

Effekt för fosfor

Belastning av fosfor på skyddszonerna beräknas utifrån läckageregion, jordart, fosforklass, lutningsklass, gröda, andel ytavrinning samt en antagen påverkansarea. Effekten av skyddszonerna beror sedan på skyddszonens bredd och fältets lutning så att reduktionen kan variera mellan 13 och 72 procent.

Effekt för kväve

Effekten av skyddszonerna är beräknad utifrån skillnaden i medelläckage av kväve från jordbruksmark i den läckageregion som området tillhör och läckaget från en ogödslad vall (Bilaga 3; Johnsson m.fl. 2008).

Reduktionspotential för fosfor

Reduktionspotentialen i FyrisSKZ (Larsson m fl, 2013) beräknades med hjälp av:

- åtgärdsutrymmet, det vill säga den potentiella skyddszonslängden längs vattendrag. Den beror bland annat på grödmixen i området, längd strandlinje till sjöar och vattendrag med angränsande jordbruksmark, samt befintlig längd skyddszoner.

- specifika förlusten av fosfor från jordbruksmark via ytavrinning, samt
- skyddszonens reduktionseffekt som bland annat beror på skyddszonens bredd, fältets lutning intill vattendraget, ytavrinningsvattnets fosforkoncentration och reduktionseffektiviteten av skyddszonen.

Reduktionspotentialen för en vattenförekomst beräknas då enligt:

Exempelområdet Lillån har (med 6 meter bred skyddszon) efter det att vissa grödor (t ex vall) och befintliga skyddszoner är subtraherade, en potentiell skyddszonsareal på 72 hektar. Reduktionseffekten varierar från 0,22 till 0,36 kg P per hektar skyddszon med en medeleffekt på 0,27. Det innebär att reduktionspotentialen för skyddszoner i området är 72 kg P.

Reduktionspotential för kväve

Reduktionspotentialen för kväve (se Bilaga 3) baseras på samma åtgärdsutrymme som för fosfor multiplicerat med reduktionseffekten för kväve.

$$491\ ha \times 7{,}7\ kgN\ ha^{-1} \text{år}^{-1} = 3781\ kgN\ \text{år}^{-1}$$

Åtgärdskostnad

En lokal kostnad har uppskattats med hjälp av ett alternativt värde för markanvändningen baserat på arrendepriser (som utgör ett mått på utebliven vinst för brukaren), tillsammans med uppskattningar av kostnaderna för etablering och skötsel av skyddszonerna (maskinkostnader vid sådd, utsäde och arbete). Det alternativa markanvändningsvärdet är differentierat enligt de åtta produktionsområdena (PO8) och varierar mellan cirka 6 000 kr per hektar i söder till 670 kr i norr. I databasen har inte medelvärdet av arrendepriset använts utan 90%-percentilen för år 2010.

Omräkning av FyrisSkz till vattenförekomstnivå

FyrisSkz presenterar sina resultat för den version av delavrinningsområden som används i PLC5. För att kunna summera eller bryta ned detta till de lokala avrinningsområdena för varje vattenförekomst så har en omfördelning gjorts. I de fall resultaten behövde fördelas ut på områden som är mindre än resultatområdena i FyrisSkz så har detta gjorts efter andelen åkermark i respektive område.

Resultaten presenteras som kostnad och effekt för en 2 meter bred skyddszon, kostnad och effekt för en 6 meter bred skyddszon. Det finns alltså kostnad och effekt för en 2 meter bred skyddszon. Sen finns kostnad och effekt för att lägga till 4 meters bredd till denna skyddszon. På detta vis kan åtgärden jämföras med andra åtgärder och deras kostnadseffektivitet genom att välja att bara ta med den/de bredd(er) som är kostnadseffektiva jämfört med andra åtgärder i vattenförekomsten.

Osäkerheter och begränsningar

Även om skyddszoner är en etablerad åtgärd och relativt väl undersökt finns det ett antal osäkerheter i underlaget:

- det är relativt osäkert hur stora fosforförlusterna är via ytavrinning jämfört med hur mycket som förloras genom marken och via dräneringen,
- korrigeringen för placering av skyddszoner i icke-optimala lägen genom att minska skyddszonernas effektivitet från 50 till 25 procent är ett osäkert antagande liksom hur stor del av fältet som bidrar med ytavrinningsvatten,
- reduktionseffekten av skyddszoner uppvisar en stor variation i forskningsresultaten och
- kostnadsposten för det alternativa markanvändningsvärdet är anpassad efter nuvarande styrmedel. Den är därför överskattad jämfört övriga åtgärder som har ”styrmedelsneutrala” kostnadsuppskattningar.

Tvåstegsdiken

Tvåstegsdiken har utvidgade dikeskanter som ett slags platåer på sidorna istället för släta sidor från dikesbotten till marknivå (Jordbruksverket, 2013b). De kan anläggas i diken med svag lutning som oftast utgör en del av ett markavvattningsföretag. Vid höga flöden stiger vattennivån upp och rinner över de gräsbevuxna platåerna. På så sätt minskar flödeshastigheten och det sker en ökad sedimentation av partiklar och därmed retention av fosfor. En ökad stabilitet i de gräsbevuxna dikeskanterna samt en lägre flödeshastighet minskar dessutom risken för ras och erosion i diket. Förutom ökad reduktionen av fosfor och kväve finns det synergieffekter så som ökad biologisk mångfald samt ökad möjlighet att minska översvämningar lokalt.

Åtgärdsutrymme

Den maximala längden för anläggning av tvåstegsdiken beräknades från längden vattendrag i jordbruksmark enligt fastighetskartans hydrografiska skikt. Eftersom åtgärden oftast utförs i mindre vattendrag räknades den längd som utgörs av vattenförekomst bort. Därefter antogs att 10 procent av denna längd kan omvandlas till tvåstegsdike.

Exempel

I Lillåns avrinningsområde finns det 125 100 meter dike som inte är vattenförekomst vilket innebär ett åtgärdsutrymme motsvarar 12 510 meter

Effekt för fosfor

Effekten av tvåstegsdiken sätts till 2 procent per meter tvåstegsdike av den specifika belastningen av fosfor från jordbruksmarken i området.

Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med en specifik belastning på 0,61 kg fosfor per hektar blir:

$$(12\,510 \times 0{,}02 \times 0{,}61\ kgP\ \text{år}^{-1}) = 153\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

Effekt för kväve

Effekten av tvåstegsdiken sätts till 1 procent per meter tvåstegsdike av medelläckaget från jordbruksmarken i läckageregionen (Johnsson m fl, 2008).

Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån som ligger i läckageregion 6 (9 kg N/ha i medelläckage):

$$(12\,510 \times 0{,}01 \times 9{,}2\ kgN\ \text{år}^{-1}) = 1151\ kgN\ \text{år}^{-1}$$

Åtgärdskostnad

Tills vidare används den nationella schablonen från åtgärdsbiblioteket (44 kr m^{-1} år^{-1}) utan lokal anpassning.

Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$12\,500\ m \times 44\ kr\ m^{-1}\ \text{år}^{-1} = 550\,000\ \ kr\ \text{år}^{-1}$$

Osäkerheter och begränsningar

Erfarenheten av denna åtgärd är begränsad vilket gör beräkningarna av åtgärdsutrymmet och åtgärdens kostnadseffektivitet osäker.

- antagandet att 10 procent av vattendragslängden kan omvandlas till tvåstegsdiken,
- det finns inga försöksresultat för att verifiera effekten för fosfor
- kostnaden kan variera kraftigt beroende på om de uppgrävda jordmassorna behöver transporteras.

Åtgärder vid avloppsreningsverk

Vattenmyndigheternas analys och data av åtgärder för rening av fosfor och kväve från avloppsreningsverk bygger i stora delar på arbeten av IVL (Ek m fl, 2009) och Naturvårdsverket (2012). IVL och Naturvårdsverket har samlat in teknikenkäter från reningsverken i flera omgångar (i synnerhet för verk i södra Sverige) och även använt miljörapportering i form av miljörapporter. Med undantag för utsläppshalter för fosfor (medianvärden för åren 2011-2013) så är huvuddelen av uppgifterna från före 2010, men även äldre och yngre uppgifter förekommer. Häri ligger en stor brist eftersom flera reningsverk uppdaterat sin reningsprocess men framförallt har kvaliteten på utsläppsdata som avloppsreningsverken rapporterar blivit bättre med åren. Det finns också flera avloppsreningsverk som det saknats information om befintlig teknik och genomsnittsschabloner har då använts.

Ökad rening av fosfor vid avloppsreningsverk

I det nationella underlaget har två åtgärdskategorier använts för avloppsreningsverken beroende på om det funnits uppgifter om befintlig teknik eller inte. Åtgärdskategorin ”Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk” har använts för avloppsreningsverk där uppgifter varit tillgängliga avseende befintlig teknik. Detta gäller i första hand större avloppsreningsverk (B-anläggningar) söder om Dalälven. Större reningsverk utan uppgift om befintlig teknik samt mindre avloppsreningsverk (C-anläggningar) har åtgärdskategorin ”Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)” använts. För dessa har genomsnittsschabloner använts.

Ökad rening av fosfor till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk

Åtgärden är egentligen en kombination av tre olika åtgärder, nämligen efterfällning, ökad dosering av fällningskemikalier samt installation av 2-media sandfilter eller motsvarande. Dessa tre åtgärder har applicerats på reningsverken utifrån vilken reningsteknik som verket har. En del verk har bedömts behöva alla tre och andra har bara behövt en av åtgärderna. Med hjälp av den valda kombinationen av upp till tre åtgärder beräknas avloppsreningsverket uppnå fosforrening med 0,1 mg/liter.

Fosforreduktionen har beräknats som skillnaden mellan befintlig halt (medianhalt för åren 2011-2013) och 0,1 mg totalfosfor/liter. Utifrån halten och vattenflödet har sedan utsläppsreduktionen beräknats i ton.

Installation av efterfällning: En effektiv efterfällning är en förutsättning för att komma ner till de låga utsläppssiffror som är målet i denna åtgärdsanalys. Alla verk som 2009 saknade en efterfällning har därför antagits behöva en. Att verket har plats och bemanning för en sådan utgör ett grundantagande. Kostnaden för nyinsatt efterfällning är baserad på budgetberäkningar för tre flöden, och interpolation mellan dem. Här har antagits att det finns utrymme för utbyggnaden, vilket inte alltid är fallet. Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde med hjälp av konsumentprisindex.

Ökad dosering av fällningskemikalier: Utgångspunkten har varit erfarenheterna från Uppsala reningsverk som uppnår högt ställda krav på fosforreduktion. Uppsala använder ca 30 ml PIX-111/m^3 i efterfällningen. 10 ml/m^3 av dessa är för att nå de extra låga halterna som krävs. Kostnaden för 10 ml PIX-111, eller liknande produkt, är cirka 0,014 kr vid köp av större mängder. Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde (oktober) med hjälp av konsumentprisindex. I analysen antas 0,2 mg fosfor/liter uppnås med hjälp av denna delåtgärd.

Verk som redan har en befintlig efterfällning antas utan extra kostnad kunna hantera det extra tillskottet av slam.

Installation av 2-media sandfilter eller motsvarande: 2-media sandfilter är den mest avancerade åtgärden som föreslås här. Det rör sig alltså inte om en vanlig sandfälla utan en mer avancerad reningsteknik. Eftersom denna filterteknik ofta är dyr att installera är det också denna åtgärd som fördyrar åtgärdskostnaden. IVL:s kostnadsuppskattningar bygger på budgetofferter för installation av 2-media sandfilter för tre olika flöden. För flöden däremellan har kostnaderna tagits fram med interpolering. Förutsättningen var att det fanns utrymme, vilket inte alltid gäller i verkligheten. Åtgärdskostnaderna har räknats upp till 2013 års penningvärde med hjälp av konsumentprisindex. Utvecklingen går framåt och flera tekniska lösningar kan idag uppnå halter på 0,1 mg i utgående vatten. Ovanstående sandfilter bör således betraktas som en typåtgärd.

Osäkerheter och begränsningar

Osäkerheter och antaganden inom denna åtgärdskategori är mindre än inom ”Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)”. Det kvarstår dock en hel del osäkerheter.

- Felaktigt ifyllda och inaktuella teknikenkäter.
- Inaktuella data på utsläpp.
- Åtgärdernas lämplighet, samt uppskattade kostnader och effekter är relevanta i genomsnitt men kan behöva justeras i det enskilda fallet.
- Utvecklingen av ny teknik gör att kostnader och effekter kan bli inaktuella.

Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)

Denna åtgärdskategori har använts för större avloppsreningsverk där det saknades uppgifter om befintlig teknik (framförallt norr om Dalälven) samt mindre reningsverk (C-anläggningar).

Det finns stora svårigheter att uppskatta åtgärder för avloppsreningsverk utan att veta något om befintlig process. Att sedan göra kostnads- och effektschabloner är förenade med ännu större osäkerhet. Data för följande grupper ska således betraktas som osäkra innan kvalitetssäkring genomförts.

Större reningsverk utan data: För tillståndspliktiga avloppsreningsverk utan data har genomsnittseffekten för de 253 verk som det fanns tillgång till data för använts. Effekten beräknades avrundat till 520 kg. Åtgärdskostnaderna är en enkel schablon av genomsnittlig åtgärdskostnad för avloppsreningsverken med en föreskriven åtgärd. Kostnaden beräknas då avrundat till 1 976 000 kr.

Mindre avloppsreningsverk: För anmälningspliktiga avloppsreningsverk, dvs. C-verksamheter, har inte kravet på 0,1 mg/l ansetts rimligt. Den antagna åtgärden för dessa verk är endast installation av ett efterfällningssteg med 95 % rening. Detta är en relativt omfattande åtgärd för flera mindre reningsverk, vilket återspeglar sig i de uppskattade åtgärdskostnaderna. Detta betyder inte att åtgärd är aktuell eller lämplig överallt. Vilken åtgärd som är relevant i det enskilda fallet bör utredas vid respektive verk. Åtgärden ska betraktas som typåtgärd i ett nationellt underlag och kan lokalt representera flera olika rimliga åtgärder. Åtgärdskostnaderna har beräknats som halva genomsnittskostnaden för ett nytt efterfällningssteg för de fem minsta tillståndspliktiga avloppsreningsverken (enligt BOD belastning). Åtgärdskostnaden beräknas då till ca 216 000 kr.

Osäkerheter och begränsningar

Osäkerheterna och antaganden är betydande för denna åtgärdskategori. Flera variabler bygger på ett nationellt genomsnitt och inte på data från det enskilda avloppsreningsverket. De mindre reningsverken lokalisering och utsläpp har hämtats ur SMED:s underlag och är mer än fem år gammal. I vissa fall har reningsverket lagts ner eller ändrat utsläppen betydligt. Trots viss kvalitetssäkring under och efter samrådet kring åtgärdsprogrammet innebär detta att åtgärderna inte alltid kan anses vara giltiga i det enskilda fallet.

Öka N-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)

Denna åtgärd är en sammanvägning mellan fyra olika åtgärder för att öka kvävereningen vid avloppsreningsverk; nytt kvävereningssteg, efterdenitrifikation, extra kolkälla respektive ökad cirkulation. Åtgärdsutrymmet för de olika åtgärderna har identifierats utifrån teknikenkäter om befintlig teknik och utsläppsnivåer som genomförts av IVL och Naturvårdsverket med anledning av regeringsuppdraget om styrmedel för avloppsreningsverk 2012. Även tidigare teknikenkäter har använts som underlag.

För avloppsreningsverk där information om befintlig teknik saknats har schablonvärden för åtgärdseffekt och kostnader använts, vilka bygger på genomsnittet av de beräknade åtgärderna för övriga avloppsreningsverk. För samtliga avloppsreningsverk har även en rimlighetsbedömning av åtgärdernas bedömda effekt kontra verkens nuvarande utsläpp genomförts.

Nytt kvävereningssteg i avloppsreningsverk: Schabloner har använts för att uppskatta investeringskostnader för konstruktion av ny kväverening (Ek m fl, 2009). Investeringskostnaderna baseras på antagande om fullständig nitrifikation och blir därmed beroende av inkommande mängd totalkväve. Kostnader för ökat energibehov är baserat på formeln 0,8((2 x 0,7 x Nin) + (4 x 0.2 x Nin)) (Ek m fl, 2009). Det är en teoretiskt beräknad kostnad för den extra energi som åtgår för luftning. Kostnaden för energi per år är inkluderad i formeln för beräkning av driftkostnader. Att det finns tillräckligt med utrymme för utbyggnad av bassänger för N-rening är ett antagande som gjorts.

Extra kolkälla i avloppsreningsverk: För verk med fördenitrifikation (FDN) anses kolkällan räcka om BOD/N in är 5,5 eller mer. Verk med delvis Bio-P kräver minst 6,0 och verk med fullständig Bio-P kräver 6,5. För verk med FDN bestämdes behovet av extra kolkälla som den mängd BOD som behövdes för att nå önskad BOD/N-kvot (5,5, 6,0 eller 6,5). För verk med efterdenitrifikation (EDN) bestämdes behovet av extra kolkälla som 4 x antal ton extra N som behövde tas bort för att nå 80 procent total N-minskning. Priset för ny kolkälla sattes till 4 000 kr/ton, och investeringen för förrådskärl och tillsatspumpar sattes till 500 000 kr. Denna investering antogs endast för verk med FDN, eftersom verk med EDN redan doserar kolkälla. Extra slamproduktion beräknades som hälften av tillsatt BOD (COD) och kostnaden för behandling av den till 4 000 kr/ton slam (TS). Att det finns tillräckligt med utrymme för dosering av kolkälla och extra kapacitet för slamhantering är ett antagande som gjorts.

Efterdenitrifikation för extra nitrifikation i avloppsreningsverk: Verk som endast har nitrifikation behöver inte en helt ny kväverening, utan har fått efterdenitrifikation till 80 procent kvävereduktion.

Mer cirkulation i avloppsreningsverk: De nya tillkommande pumparna dimensioneras utifrån befintlig kvävereduktion, vilket också påverkar investeringskostnad och energibehov.

Verket antas idag ha en pumpkapacitet om 1,5 x inkommande avloppsvatten, samt att det finns utrymme för extra pumpar och ökat flöde samt att det finns extra kapacitet för slamhantering.

Osäkerheter och begräsningar

Det finns en del osäkerheter i avloppsreningsverkens rapporterade utsläpp, samt även i uppgifterna från teknikenkäterna. Kostnadsuppskattningarna är medelvärden och beroende av skilda förutsättningar kan exempelvis investeringskostnaden för ett nytt kvävereningssteg skilja med en faktor 2 för enskilda verk.

Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten

Ett avloppsreningsverk kan inte ta emot och rena obegränsat med avloppsvatten. De dimensioneras för att klara av ett visst flöde. Många verk måste därför av olika anledningar ibland leda förbi (brädda) spillvattnet orenat. I vissa fall kan det bero på driftstörningar i verket men den vanligaste orsaken är att regnvatten leds i samma ledningsnät som avloppsvattnet. Vid mycket nederbörd kan avloppsreningsverket inte hantera de höga flödena och måste då brädda. Bräddning sker vanligtvis redan på ledningsnätet, exempelvis vid en pumpstation. De bräddningar som adresseras med denna åtgärd är endast de som sker vid reningsverket.

I flera verk står bräddvattenutsläppet för några procent av verkets årliga utsläpp av fosfor. För vissa verk kan denna typ av utsläpp vara betydligt högre än så, i alla fall tillfälligt. Flera svenska avloppsreningsverk har installerat en enkel kemisk fällning för att begränsa dessa utsläpp. Vid GRYAAB i Göteborg kan vissa av de befintliga bassängerna avdelas vid behov, men andra verk har byggt bassänger endast avsedda för detta ändamål.

Åtgärdseffekt

Beräkningarna bygger på ett antagande om att en procent av inkommande fosfor bräddas. Variationen är emellertid stor mellan olika reningsverk och för olika år. I de nationella åtgärderna har ingen hänsyn tagits till detta men i lokal kvalitetssäkring kan detta göras. Åtgärden innebär att fällningen antas reducera 95 procent av den fosforn som bräddas. Om 95-procentig reduktion uppnås beror självklart på utformning av fällningssteget, exempelvis på bassängvolym mm. Exempelvis kan en bräddvattenrening anordnas genom att, vid behov, avdela några av de befintliga bassängerna för ändamålet. Då bör både kostnaderna och effekterna justeras efter dessa förutsättningar.

Åtgärdsutrymme

Alla tillståndspliktiga avloppsreningsverk har antagits behöva en bräddvattenrening i det nationella underlaget. Det finns dock vissa avloppsreningsverk som redan idag har bräddvattenrening, vilket behöver justeras inom ramen för framtida kvalitetssäkring och uppdatering av underlaget.

Åtgärdskostnad

Kostnaden för att införa en bräddvattenrening har antagits vara densamma som en ny fosforfällning som IVL beräknat (Ek m fl, 2009). För de större avloppsreningsverk (B-anläggningar) som saknade data i den nationell underlaget, användes en kostnad som motsvarar genomsnittet för de beräknade 253 verken, det vill säga 502 000 kronor. För mindre reningsverk (C-anläggningar) har inga beräkningar genomförts på grund av osäkra underlag om behovet av åtgärden.

Osäkerheter och begränsningar

Uppskattningarna för denna åtgärd vilar på flera generella antaganden om både kostnader och effekter. Åtgärden bygger exempelvis på antagandet att det finns utrymme att anlägga nya bassänger för fällning.

Enskilda avlopp

Enskilda avlopp, eller som de också benämns ”små avloppsanläggningar”, avser här avloppsanläggningar dimensionerade för upp till och med 200 personekvivalenter (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013a). Termen innefattar en blandning av olika tekniklösningar som avser att rena avloppsvatten. Avloppsvattnet kan komma från toaletter, från så kallat BDT-avloppsvatten (avloppsvatten från bad, disk och tvätt) eller en kombination av de båda avloppstyperna.

I Sverige bedöms det finnas strax under en miljon hushåll som använder enskilda avloppslösningar och av dessa har ungefär 700 000 vattentoalett ansluten till avloppet. Det finns idag inte en fullständig förteckning över exakt var alla dessa enskilda avlopp finns eller vilken teknik ett visst avlopp använder sig av. Det finns kommuner som har detaljerade inventeringar med information om tekniklösning och geografiskt läge, men många har bara övergripande information, gamla eller ofullständiga inventeringar.

Grundkravet enligt lag är att avloppsvatten ska ha längre gående rening än slamavskiljning och inte utgöra risk för människors hälsa eller miljö. I praktiken har kommunerna vid tillsyn och tillståndsgivande tillämpat allmänna råd och anläggningar förväntas oftast uppnå minst 70 procent rening av totalfosfor för att klara normal skyddsnivå, men beroende på bland annat avloppets lokalisering kan det ställas krav på hög skyddsnivå där minst 90 procent rening av totalfosfor samt 50 procent rening av totalkväve förväntas uppnås (NFS 2006:7, Tabell 3). Idag är det ett stort antal enskilda avlopp som inte uppnår grundkravet. Exakt vilken reningsgrad en viss avloppslösning kan prestera varierar mellan såväl som inom en viss tekniktyp och eftersom information om reningsgraden för samtliga enskilda avlopp inte finns tillgänglig har en genomsnittlig reningsgrad per tekniklösning använts (SMED, 2011a).

Som utgångspunkt för beräkningen av åtgärdsutrymmet och reduktionsmöjligheter användes statistik från SCB över antal hushåll med enskild avloppsanläggning och folkbokföringsdata från år 2011, fördelningen av tekniklösningar per kommun, uppskattat utsläpp av totalkväve och totalfosfor per person och dygn, samt genomsnittlig reningsgrad per tekniklösning (SMED, 2011a). Det tillvägagångsätt som använts är detsamma som redogörs för av SMED (2011a), där även de osäkerheter som medföljer denna typ av beräkningar beskrivs.

Med hjälp av denna statistik har först belastningens storlek från enskilda avlopp i dagsläget uppskattats. Sedan beräknades reduktionspotentialen och åtgärdskostnaden för följande scenarion: 1) att alla enskilda avlopp i området som i dagsläget inte uppfyller kraven för normal skyddsnivå åtgärdas så att de klarar dessa krav och 2) att alla enskilda avlopp som inte uppfyller kraven för hög skyddsnivå åtgärdas så att de klarar dessa krav. För att sedan vid åtgärdsprioritering kunna bedöma kostnadseffektiveten av att åtgärda upp till normal respektive hög skyddsnivå beräknades skillnaden i reduktionspotential och kostnad mellan de två scenarierna. Resultatet från denna beräkning användes som scenario 3 som beskriver åtgärden att alla enskilda avlopp i ett givet område uppfyller normal skyddsnivå och åtgärdas upp till hög skyddsnivå. Scenarierna 1 och 3 är de som sedan använts i åtgärdsprioritering då de kan bedömas oberoende (med avseende på till exempel kostnadseffektivitet) och vid behov adderas (man får då resultatet för scenario 2) för ett visst område.

Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet för scenario 1 definierades som det antal enskilda avlopp som inte uppnår normal skyddsnivå. Åtgärdsutrymmet för scenario 2 definieras som antalet avlopp som inte uppnår hög skyddsnivå. För att avgöra hur många enskilda avlopp som inte uppnår kraven jämfördes den genomsnittliga effekten för en teknikkategori (Tabell 4) med kraven i NFS 2006:7 (Tabell 3). Detta tillvägagångssätt ignorerar det faktum att det finns en stor variation i funktionen inom en teknikkategori som beror av till exempel anläggningens placering, ålder och dess skötsel. Men utan ett fullständigt, detaljerat dataunderlag är detta det tillvägagångssätt som bedömts vara praktiskt genomförbart. Det bör dock noteras att de

markbaserade lösningarna med infiltration eller markbädd med de genomsnittliga reningsgrader som anges i SMED 2011:44 inte klarar kraven för normal skyddsnivå om de inte kompletteras med P-fällningsteknik eller P-filter. Detta trots att dessa lösningar förmodligen bedöms tillräckliga i de flesta fall. På samma sätt är det få lösningar som klarar kraven för kväverening med denna bedömningsmetod. I princip är det bara sluten tank eller urinseparerande tekniker som enligt schablonerna klarar kraven. Det är alltså viktigt att komma ihåg att beräkningarna bygger på väldigt strikta tolkningar av kraven och att ingen hänsyn tagits till variation inom tekniktyp, vilket leder till en överskattning av reduktionspotentialen för att åtgärda alla enskilda avlopp till normal skyddsnivå.

Tabell 3. Krav på reningsgrad som använts för att avgöra om en teknikkategori uppfyller kraven för normal respektive hög skyddsnivå

Skyddsnivå	Krav reningsgrad totalfosfor	Krav reningsgrad totalkväve
Normal	70%	*
Hög	90%	50%

* Det finns inget krav på reningsgrad för kväve för normal skyddsnivå i NFS 2006:7 men det bedöms att de tekniker som klarar normal skyddsnivå i snitt renar cirka 30 % av totalkväve (SMED 2011:44).

Effekt

Schablonvärden för reningsgrad per teknikkategori hämtades från SMED (2011:44). För några teknikkategorier saknades uppgifter på reningsgrad i denna rapport och dessa uppgifter inhämtades från IVL som utför beräkningarna för enskilda avlopp inom SMED-konsortiet. De schabloner som använts är därför helt jämförbara med metodiken i SMED:s beräkningar av PLC5 i den fördjupade utvärderingen av miljömålen (SMED 2011b).

Beräkning av belastning

Som utgångspunkt för att uppskatta fördelningen av olika tekniskslag för vattenförekomsterna användes statistik från SCB på delavrinningsnivå och teknikuppgifter angivna på kommunnivå. Teknikfördelningen antogs vara homogen inom en kommun. De delavrinningsområden som helt ligger inom en kommun fick ärva den procentuella fördelningen av tekniker från teknikenkäten. För de delavrinningsområden som tillhör flera kommuner beräknades ett arealviktat medel av de ingående kommunernas teknikfördelningar. Teknikfördelningen antogs vara densamma för fritidshus och permanentbostäder.

Inkommande mängd fosfor och kväve per år *till* de enskilda avloppen beräknades från belastning per person och dag multiplicerat med antalet persondagar och andelen av varje tekniskslag (Figur 3). Schablonen 180 persondagar per fritidshus användes och för permanentboende multiplicerades antalet folkbokförda på fastigheter med enskilt avlopp med 365 dagar. För permanentboende antagas 65 procents hemmavaro (Tabell 5).

Den resulterande belastningen *från* de enskilda avloppen per delavrinningsområde beräknades genom att, per tekniskslag, multiplicera den inkommande mängden med (1- reningsgraden) för tekniskslaget. Belastningarna från varje tekniskslag summerades sedan till den totala bruttobelastningen per delavrinningsområde (Figur 3).

Slutligen aggregerades belastningarna till bruttobelastning per vattenförekomst.

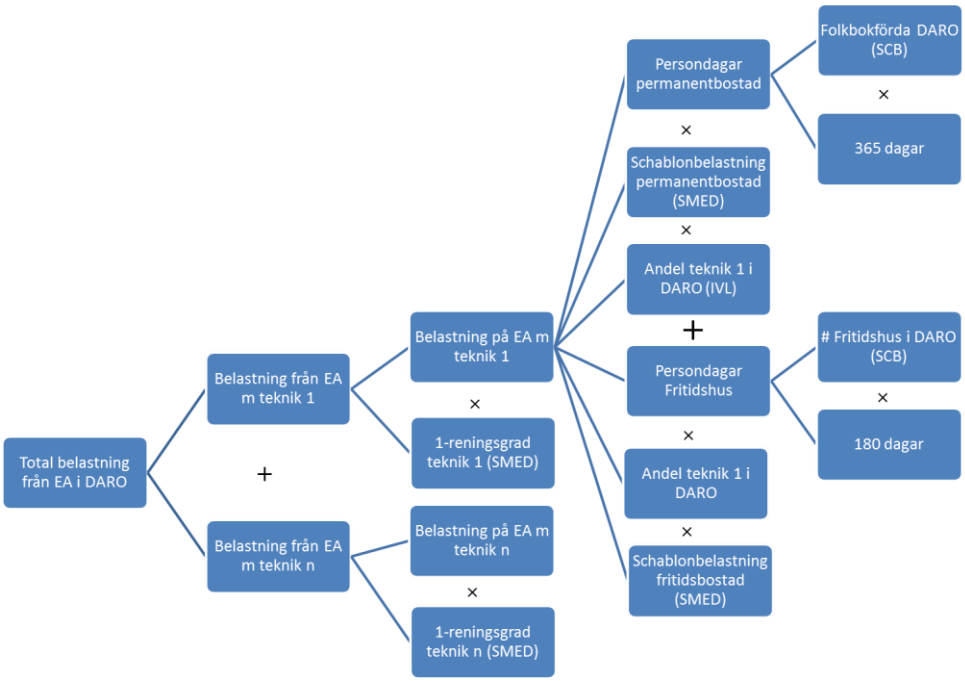
Den beräknade belastningen från de enskilda avloppen är utan retention i mark innan de når vattendragen. Detta är en förenkling som sannolikt leder till en överskattning av såväl belastningen som reduktionspotentialen eftersom retentionen för ett enskilt avlopp i princip kan ligga mellan 0 och 100 % beroende på var avloppet är beläget.

Tabell 4. Schabloner för reningsgrad per tekniklösningskategori SMED (2011:44)

Teknik	Ämne	reningsgrad	källa
Slamavskiljare + infiltration	Fosfor	50 %	SMED 2011a
Slamavskiljare + markbadd	Fosfor	40 %	SMED 2011a
Slamavskiljare + markbädd/ infiltration + P-fällning/ P-filter	Fosfor	85 %	SMED 2011a
Endast slamavskiljare	Fosfor	15 %	SMED 2011a
Endast BDT	Fosfor	45 %	SMED 2011a
Minireningsverk	Fosfor	80 %	SMED 2011a
Samfällighetslösning m. kemisk och biologisk rening	Fosfor	90 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Samfällighetslösning m. kemisk rening	Fosfor	90 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Samfällighetslösning m. biologisk rening	Fosfor	10 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Sluten tank	Fosfor	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
Urinseparerande teknik	Fosfor	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
Slamavskiljare + infiltration	Kväve	30 %	SMED 2011a
Slamavskiljare + markbadd	Kväve	25 %	SMED 2011a
Slamavskiljare + markbädd/ infiltration + P-fällning/ P-filter	Kväve	30 %	SMED 2011a
Endast slamavskiljare	Kväve	10 %	SMED 2011a
Endast BDT	Kväve	28 %	SMED 2011a
Minireningsverk	Kväve	40 %	SMED 2011a
Samfällighetslösning m. kemisk och biologisk rening.	Kväve	25 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Samfällighetslösning m. kemisk rening.	Kväve	20 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Samfällighetslösning m. biologisk rening.	Kväve	25 %	IVL Mikael Olshammar, pers. komm.
Sluten tank	Kväve	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013
Urinseparerande teknik	Kväve	90 %	HaV RU konsekvensanalys 2013

Tabell 5. Schabloner för emission av totalfosfor och totalkväve från olika typer av hushåll (SMED 2011a)

Bostadskategori	Ämne	Belastning (g/person & dag)	Kommentar
Permanentbostad	Totalfosfor	1,1	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad	Totalkväve	9,7	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad med endast BDT-utsläpp	Totalfosfor	0,12	baserat på 65 % hemmavaro
Permanentbostad med endast BDT-utsläpp	Totalkväve	1	baserat på 65 % hemmavaro
Fritidsbostad	Totalfosfor	1,7	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad	Totalkväve	13,7	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad med endast BDT-utsläpp	Totalfosfor	0,15	motsvarande 100 % hemmavaro
Fritidsbostad med endast BDT-utsläpp	Totalkväve	1,2	motsvarande 100 % hemmavaro



Figur 3. Beräkningsmodell för belastning från enskilda avlopp.

Reduktionspotential för åtgärderna för enskilda avlopp

För ”Åtgärdande av enskilda avlopp till normal skyddsnivå” och för ”Åtgärdande av enskilda avlopp från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå” är det inte möjligt att bedöma vilken teknik som skulle väljas för att uppfylla kraven i enskilda fall och ett antal antaganden har använts.

Ett möjligt angreppssätt är att anta att åtgärderna motsvarar den rening som krävs för normal eller hög skyddsnivå i NFS 2006:7. Då skulle effekten av scenario 1 (att alla enskilda avlopp som idag inte uppnår kraven för normal skyddsnivå åtgärdas till en teknik som klarar dessa krav) för fosfor beräknas som differensen mellan summan av dagens belastning från de enskilda avlopp som inte klarar normal skyddsnivå och summan av den belastning som skulle komma från samma avlopp med en 70-procentig reningsgrad. Som redan påpekats är det dock ofta så att de tekniker som i medeltal klarar normal skyddsnivå, oftast skjuter över målet. Att ange den, oftast lägre, effekten som krävs för normal skyddsnivå i kombination med kostnadsuppskattningen för dessa tekniker kommer å andra sidan leda till en för låg kostnadseffektivitet. Därför har antaganden om teknikval och hur stor skillnaden i reningsgrad blir genomförts per teknikkategori. Åtgärder som uppgraderar existerande tekniklösning har prioriterats och antingen har billigast möjliga åtgärd, eller ett medel av tillgängliga åtgärder som kan tänkas komma på fråga använts (Tabell 6).

Reduktionspotentialen för scenario 1 beräknades genom att, per teknikkategori, först anta en åtgärd motsvarande reningsgraden för en teknik, eller ett medel av flera alternativa tekniker, som klarar kraven. Den antagna reningsgraden multiplicerades (1-ny reningsgrad) sedan med den belastning från hushållen som tidigare beräknats per tekniklösning och delavrinningsområde. Den utgående belastningen från avloppen med antagen förbättrad teknik summerades därefter per delavrinningsområde och sedan per vattenförekomst. Differensen mellan beräknad belastning före och efter att avloppen åtgärdats utgör reduktionspotentialen för Scenario 1.

På samma sätt räknades potentialen ut för scenario 2 (att alla enskilda avlopp som inte uppfyller kraven för hög skyddsnivå åtgärdas till en teknik klarar dessa krav).

Slutligen beräknades reduktionspotentialen för scenario 3 (åtgärden att alla enskilda avlopp i ett givet område uppfyller normal skyddsnivå och åtgärdas upp till hög skyddsnivå) som differensen mellan scenario 2 och scenario 1.

Åtgärdskostnad för åtgärderna för enskilda avlopp

Kostnadsschablonerna som använts för ”Åtgärdande av enskilda avlopp till normal skyddsnivå” och ”Åtgärdande av enskilda avlopp från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå” utgår från uppgifter i konsekvensanalysen till Havs- och vattenmyndighetens rapportering av regeringsuppdraget om styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar (2013). Precis som för uppskattningen av reduktionspotentialen har antaganden om kostnader gjorts per teknikkategori. Åtgärder som uppgraderar existerande tekniklösning har prioriterats och antingen har billigast möjliga åtgärd, eller ett medel av tillgängliga åtgärder som kan tänkas komma på fråga, använts (Tabell 6).

Tabell 6. Kostnadsschabloner för åtgärder av enskilda avlopp. Samtliga kostnadsuppgifter är hämtade från konsekvensanalysen till HaVs regeringsuppdrag om små avloppsanläggningar (2013)

Åtgärd	Kostnad (kr / EA och år)	Kommentar
Infiltration åtgärdad till normal skyddsnivå	5 000	Kostnad för P-fällningsteknik
Markbädd åtgärdad till normal skyddsnivå	5 000	Medel av alternativen P-fällning (4995) och P-filter (5070)
Slamavskiljare åtgärdad till normal skyddsnivå	9 000	Medel av alternativen ny markbaserad anläggning med P-fällning (9133) och ny markbaserad lösning med P-filter (8907). Avdrag för en slamtömning per år (1459) har gjorts i båda fallen eftersom denna kostnad fanns även med endast slamavskiljning.
Samfällighetslösning med biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå	3 000	Antog att kostnaderna för ledningsnät LTA inte tillkom och att investerings + driftkostnad motsvarade kostnad för prestandaförbättringar
Infiltration åtgärdad till hög skyddsnivå	5 800	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning
Markbädd åtgärdad till hög skyddsnivå	5 900	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning
Markbädd med P-fällning åtgärdad till hög skyddsnivå	3 400	Medel av kostnader för uppgradering till sluten tank / urinseparerande lösning
Slamavskiljare åtgärdad till hög skyddsnivå	12 000	Medel av kostnad för installation av sluten tank / urinseparerande lösning
MRV åtgärdad till hög skyddsnivå	4 400	Antog att ökad kontroll och service leder till uppfyllelse av kraven, vilket inte alltid är ett korrekt antagande
Samfällighetslösning med kemisk och biologisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3 000	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå
Samfällighetslösning med kemisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3 000	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå
Samfällighetslösning med biologisk rening åtgärdad till hög skyddsnivå	3 000	Samma kostnad som för lösning med endast biologisk rening åtgärdad till normal skyddsnivå

Antalet enskilda avlopp per tekniklösning och delavrinningsområde multiplicerades med kostnaden enligt tabell 6 och kostnaderna summerades sedan för alla tekniklösningar inom ett delavrinningsområde och slutligen summerades kostnaden per vattenförekomst. Kostnadseffektiviteten för scenario 3 beräknades per vattenförekomst som:

$$\frac{(kostnaden\ för\ scenario\ 2 - kostnaden\ för\ scenario\ 1)}{(belastningsminskningen\ för\ scenario\ 2 - belastningsminskningen\ för\ scenario\ 1)}$$

Anslutning till kommunalt avloppsnät

Ovanstående beräkningar utgår från att alla små avloppslösningar uppgraderas men fortsätter vara enskilda. I verkligheten åtgärdas även enskilda avlopp genom att kopplas på det kommunala nätet. I dagsläget utgör den genomsnittliga andelen enskilda avlopp som kopplas till kommunala avloppssystemet drygt 10 procent av alla enskilda avlopp som åtgärdas i hela Sverige (Hampe Mobärg; Maskinentreprenörerna, muntlig kommunikation). I beräkningarna har därför ett antagande gjorts om att en andel av de enskilda avloppen kommer att åtgärdas genom att anslutas till kommunalt avlopp. Andelen enskilda avlopp som kommer omvandlas till kommunalt VA kommer dock inte vara jämnt fördelad över hela landet, utan beror av koncentrationen enskilda avlopp i ett område samt dess närhet till ett existerande verksamhetsområde. Därför fördelades andelen som omvandlas genom att skapa två buffertzoner runt tätorter och småorter. Den inre zonen runt tätorter gavs en radie av 5 km och den yttre zon en radie av ytterligare 5 km. För småorter antogs båda zonerna ha hälften så stor radie; 2,5 km. En större andel anslutningar av enskilda avlopp har antagits i den inre zonen än i den yttre, 30 procent respektive 5 procent. Utanför den yttre zonen antas anslutningsfrekvensen vara försumbar och andelen ansattes där till noll. Med dessa antaganden kommer i genomsnitt cirka 20 procent av alla enskilda avlopp kopplas till kommunalt VA. Detta är en grov uppskattning men bedöms ge en mer realistisk fördelning än att använda samma andel, oavsett om det är i Norrlands inland eller nära en större ort. För den andel enskilda avlopp som antas kopplas till kommunalt VA så används de schabloner för kostnad som återfinns i åtgärdsbiblioteket i VISS. För kommunalt reningsverk antas en reningsgrad av 100 procent för N och P. Detta är förstås inte en korrekt reningsgrad för ett kommunalt reningsverk, men då målet är att beskriva belastningen på närliggande vattenförekomst intill det åtgärdade enskilda avloppet så antas att den lokala belastningen har upphört.

Våtmarker

Våtmarker (för näringsretention) har oftast anlagts främst för att rena kväve, men beroende på utformningen kan de också ha en betydande effekt på avskiljningen av fosfor. Till skillnad mot fosfordammar är våtmarkerna större och med större tillrinningsområde.

Åtgärdsutrymme

Åtgärdsutrymmet för våtmarker sattes till 2,5 procent av jordbruksmarken (åkermark samt betesmark) baserat på en analys av lämpliga våtmarksområden i Lillåns avrinningsområde. Ingen geografisk differentiering har ansatts för åtgärdsutrymmet eftersom det krävs lokalkunskap som kan identifiera lämpliga områden och hur mycket mark som kan antas rinna genom våtmarken. Rent teoretiskt kan sannolikt mer våtmarker anläggas lokalt, men 2,5 procent får ändå anses som en relativt hög andel. Våtmarkerna antas vara placerade så att avrinningen från hela vattenförekomsten passerar genom våtmarker.

Effekt för fosfor

Retentionen av fosfor i våtmarkerna baseras på koncentrationen i ingående vatten till våtmarker större än ett hektar enligt ett samband från våtmarker anlagda för näringsretention (Weisner och Thiere, 2009; Johannesson, 2011; Weisner m fl, 2015). Resultatet är att en

våtmark där ingående vatten har en koncentration på 50 µgP/l har en retention på 2,5 kg/ha våtmark, motsvarande retention där ingående vatten har fosforkoncentrationer på 100 µg, 200 och 300 µg är 5, 11 respektive 18 kg P/ha våtmark. Koncentrationer för ingående vatten hämtades från S-HYPE (http://vattenwebb.smhi.se/).

Effekt för kväve

För kväve baseras reduktionen på ett samband mellan ingående kvävekoncentration och reduktionseffekt för ett antal anlagda våtmarker (Weisner och Thiere, 2009). Kvävekoncentrationer för ingående vatten hämtades från det genomsnittliga åkermarksläckaget i 22 läckageregioner (Johnsson m fl, 2008). Effekten är därefter reducerad med 30 procent för att beakta att vatten med lägre koncentration av kväve från andra markslag också kommer ingå i det vatten som passerar våtmarken. Reduktionen per läckageregion framgår av Bilaga 2.

Reduktionspotential för fosfor

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d v s 2,5% av jordbruksarealen) × koncentrationen i ingående vatten reduktionen.

Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med 8 577 ha jordbruksmark och en fosforkoncentration på 241 µg P l^{-1} enligt S-HYPE (som ger en reduktion på cirka 13,7 kg P ha^{-1} våtmark):

$$(8577\ ha \times 0{,}025 \times 13{,}7\ kgP\ ha^{-1}\ \text{år}^{-1}) = 2\ 938\ kgP\ \text{år}^{-1}$$

Reduktionspotential för kväve

Reduktionspotentialen beräknades med hjälp av åtgärdsutrymmet (d v s 2,5% av jordbruksarealen) × reduktionseffekten (se bilaga 2).

Exempel

Reduktionspotentialen för Lillån med 8 577 ha jordbruksmark som ligger i läckageregion 6 och har en reduktion på 81 kg N ha^{-1} våtmark):

$$(8577\ ha \times 0{,}025 \times 81\ kgN\ ha^{-1}\ \text{år}^{-1}) = 17\ 368\ kgN\ \text{år}^{-1}$$

Åtgärdskostnad

Kostnaden för våtmarker har beräknats med en antagen avskrivningstid på 30 år med följande poster:

1. Investeringskostnader:
   a. anläggning och grävning: 200 000 kronor
   b. försämrat markvärde och försämrad arrondering: 30 000 kronor
2. Löpande kostnader: 650 kr/ha (se VISS)
3. Produktionsbortfall:
   a. Beräknad utifrån att 60 procent av våtmarken anläggs på åkermark och 40 procent på ej stödberättigad mark: 2248 kr/ha (min 401; max 3577)

Anläggningskostnaden (1a.) beror framföra allt på de lokala förutsättningarna och varierar beroende på bland annat hur mycket som behöver grävas och hur mycket jord som behöver transporteras och hur långt. De löpande kostnaderna (2.) består av att hålla våtmarken i optimalt skick för näringsretention. Under en 20-års-period kan renovering av vissa delar och röjning av vegetation behövas liksom reparation av eventuella fasta installationer som rör och brunnar.

Värdet för produktionsbortfall, försämrat markvärde och försämrad arrondering beräknas utifrån alternativ markanvändningskostnad. Kostnaden är uppdelad i 8 regioner, s k

produktionsområden (enligt SCB:s PO8-indelning) och varierar mellan 670 kr/ha i övre Norrland och 6100 kr/ha och år i Götalands södra slättbygder.

Den summerade årliga kostnaden per hektar blir för respektive region:

18554 kr Götalands södra slättbygder
16238 kr Götalands mellanbygder
15210 kr Götalands norra skogsbygder
14236 kr Svealands slättbygder
14234 kr Götalands skogsbygder
13412 kr Mellersta Sveriges skogsbygder
13105 kr Nedre Norrland
12926 kr Övre Norrland

Exempel

Kostnaden för det lokala avrinningsområdet till vattenförekomsten i exemplet blir då:

$$8577 * 0{,}025 \times 14\,236\ kr\ ha^{-1}\ \text{år}^{-1} = \ 3\,053\,000\ kr$$

Osäkerheter och begränsningar

Åtgärdsutrymmet för våtmarker som satts till 2,5 procent av arealen jordbruksmark behöver verifieras mot de regionala målen för att anlägga våtmarker i odlingslandskapet inom ramen för miljömålet ”myllrande våtmarker”. Lokalt kan åtgärdsutrymmet vara under- eller överskattat.
I en del fall kan åtgärden att anlägga en våtmark ersättas med åtgärden anläggning av fosfordamm. Detta har inte beaktats vid beräkning av åtgärdsutrymmet. Det förekommer sannolikt stora lokala variationer som inte har kunnat beaktas i beräkningar både vad gäller kostnader och effekter. De modellerade koncentrationerna från S-HYPE innehåller stora osäkerheter på den här skalan och har visat sig vara överskattade i en del områden med mycket jordbruksmark vilket i så fall leder till en överskattning av effekten av åtgärden.

Ökad P- och N-rening massaindustri (ospecificerad)

Åtgärden utgår från de utsläppsnivåer av fosfor och kväve som, av EU-kommissionen fastställts, motsvarar bästa möjliga teknik (BAT-AEL, Tabell 7) avseende produktion av massa, papper och kartong. Nivåerna är en del av de BAT-slutsatser som offentliggjordes 2014 och som av berörda verksamheter ska vara uppfyllda senast den 30 september 2018. BAT-AEL–värdena är beroende av produktionsmetod och anges som kilo fosfor respektive kväve per ton producerad lufttorr massa. I kombination med brukens befintliga utsläppsmängder av fosfor och kväve samt produktionsmängder kan BAT-AEL–värdena användas för att uppskatta enskilda bruks reduktionskrav för att följa BAT-slutsatserna. Detta reduktionskrav är utgångspunkten för åtgärden Ökad P- och N-rening massaindustri (ospecificerad).

Tabell 7. BAT-AEL–värden för olika pappersmassaprodukter angivet som kilo fosfor respektive kväve per ton lufttorr massa (adt)*

	Fosfor (kg/adt)	Kväve (kg/adt)
Sulfatmassa oblekt	0,01–0,02	0,1–0,2
Sulfat ECF-blekt	0,01–0,03	0,05–0,25
Sulfat TCF-blekt	0,01–0,07	0,1–0,25
NSSC-massa	0,01–0,02	0,1–0,2
CTMP	0,001–0,01	0,15–0,18
TMP	0,001–0,01	0,03–0,1
Slip-massa	0,01–0,07	0,15–0,25
Returfibermassa Av-svärtad	0,002–0,01	0,01–0,1
Papper/kartong	0,003–0,012	0,01–0,1
Papper/kartong Mjuk-papper	0,003–0,012	0,01–0,15

** från Europeiska unionens officiella tidning (EUT, 2014).*

Reduktionspotential

Produktionsmängder avseende olika massaprodukter samt utsläppsmängder avseende fosfor respektive kväve från enskilda bruk, gällande år 2013, hämtades från Skogsindustriernas miljödatabas. Reduktionspotentialen uppskattades enligt följande:

$$Utsläpp\ fosfor\ respektive\ kväve - (mängd\ typsecifik\ producerad\ pappersmassa * typspecifik\ BAT\ AEL\ enligt\ tabell\ 7)$$

BAT-AEL-värdena anges som ett intervall, för beräkningen av reduktionspotential för åtgärden Ökad P- och N-rening massaindustri (ospecificerad) används det högsta värdet i detta intervall.

Kostnader

Kostnader har ej beaktats eftersom åtgärden antas följa av industriutsläppsdirektivet (IED).

Al-fällning i sjöar

Fällning av fosfor med aluminiumsalt i sjöar och kustvatten är en metod för att binda fosfor i sediment. Åtgärden tillämpas framför allt på sjöar som har haft en historisk belastning av fosfor som nu utgör en betydande påverkanskälla genom internbelastning. Det kan finnas andra metoder som ersätter eller kompletterar fällning med aluminiumsalt, t ex muddring, fällning med Phoslock, syresättning, biomanipulation (utfiskning) och utpumpning (Huser m fl, 2016).

Åtgärdsutrymme

Det är få sjöar och kustvatten där bidraget av fosfor från sedimenten har kvantifierats och det råder därför en stor kunskapsbrist om hur stor påverkan är. Ingen nationell analys har därför kunnat genomföras av åtgärdsutrymmet, men den har sannolikt en stor potential. I Alstasjön, Mälaren - Ekoln och i Mälaren - Arnöfjärden föreslås cirka 50 hektar av bottensedimenten åtgärdas i respektive vattenförekomst. Åtgärdsarean är endast en grov uppskattning och kan behöva justeras lokalt.

Effekt

Olika effekt har använts för de olika sjöarna på grund av att internbelastningen skiljer sig åt. Utgångspunkten har dock varit att det sker en tillförsel av fosfor från sedimenten på 30 kg per

hektar (motsvarar 8,2 mg P/m^2 och dag). Dessutom har effekten av behandlingen antagits minska tillförseln med 100 procent.

Exempel

Reduktionspotentialen för Mälarbassängen Ekoln med 50 hektar som behandlas och en reduktion på 30 kg P ha^{-1}:

$$50\ ha \times 30\ kgP\ ha^{-1}\ år^{-1} = 1\ 500\ kgP\ år^{-1}$$

Kostnad

En kostnad på 48 000 kronor per hektar har använts. Det är något högre än de som redovisas i Huser m fl (2016).

Al-fällning av fosfor är en åtgärd som faller ut som en av de mest kostnadseffektiva, i samma storleksordning som anpassade skyddszoner.

Dagvattendammar

Dagvattendammar avser här dammar med en permanent vattenspegel. Dammarna anläggs i syfte att fördröja och rena dagvattenflödet från hårdgjorda ytor inom bebyggda områden. På detta sätt renas dagvattnet från föroreningar, såsom näringsämnen och tungmetaller, innan det når den slutliga recipienten (sjö, vattendrag eller kust). Dammar kan även ge mervärden såsom en ökad biologisk mångfald, de kan bli viktiga rekreationsområden och vara estetiskt tilltalande.

Potentialen, det vill säga hur många hektar dagvattendammar som potentiellt kan anläggas inom respektive vattenförekomst, har uppskattats av respektive länsstyrelse. Med undantag från där länsstyrelserna själva angett uppgifter om effekt och kostnad har schabloner hämtats från VISS åtgärdsbibliotek.

Total åtgärdskostnad: 2 800 000 kr/ha

Åtgärdseffekt: 31 kg fosfor per hektar respektive 67 kg kväve per hektar.

Summering av åtgärdernas effekt per vattenförekomst (marginaleffektsberäkning)

Syftet med marginaleffektsberäkningarna

Syftet med marginaleffektsberäkningen är att för en given uppsättning åtgärder inom ett område uppskatta vilken effekt åtgärderna har på varandra och justera effekten av de enskilda åtgärderna så att en bättre uppskattning av den totala åtgärdseffekten i området uppnås. De åtgärder vars potentiella effekt uppskattats av vattenmyndigheterna är beräknade separat och baserar sig på dagens belastning utan hänsyn till vilka andra åtgärder som kan komma att utföras i avrinningsområdet. Detta tillvägagångssätt ger en stor flexibilitet då det blir möjligt att kombinera åtgärder utifrån olika prioriteringsgrunder, men det är viktigt att uppmärksamma att om effekten av alla åtgärder som är möjliga i ett område summeras rakt av, överskattas den totala potentiella åtgärdseffekten som då kan bli orealistisk (teoretiskt till och med större än totalbelastningen i området). Om åtgärder på åkern har minskat den inkommande belastningen till våtmarker kommer våtmarkernas effekt vara mindre än utan uppströms liggande åtgärder, samma fosfor kan inte renas flera gånger. Eftersom kostnaderna för åtgärderna inte ändras av att de förekommer i kombination med varandra kommer dessutom kostnadseffektiviteten för många åtgärder att påverkas. Åtgärder långt från källan kommer som regel att få en försämrad kostnadseffektivitet efter justering av marginaleffekten. Detta kan, åtminstone teoretiskt, leda till att åtgärd X som var mer kostnadseffektiv än åtgärd Y innan justering blir mindre kostnadseffektiv än åtgärd Y efter justering. När flera åtgärder kombineras i ett område leder alltså en uppskattning av marginaleffekten även till en förbättrad uppskattning av åtgärdernas kostnadseffektivitet och av marginalkostnaden för att uppnå god ekologisk status.

Metod för beräkning av marginaleffekt

Åtgärderna rangordnades efter fosforns och vattnets väg i landskapet, det vill säga utifrån hur de påverkar varandra. Åtgärder på åkern får nivå 1, åtgärder mellan åker och dike nivå två, åtgärder i diken nivå tre och åtgärder i vattendrag nivå fyra. Åtgärder riktade mot enskilda avlopp och andra åtgärder som inte sker på åkermark rangordnas också men belastar inte åkermarken och är därför lite vid sidan av så till vida att effekten av dessa åtgärder syns först i nivå 4. Observera att denna rangordning inte riktigt är detsamma som uppströmsåtgärders effekt på nedströmsåtgärder i traditionell mening, det vill säga i ett avrinningsområdesperspektiv, det är en rangordning inom varje lokalt avrinningsområde, inte mellan de lokala avrinningsområdena. För nivå 4 hade det varit bra om effekter av åtgärder i uppströms liggande vattenförekomster kunnat införlivas i beräkningarna. För att göra detta behöver dock beräkningarna ske i en modell som kan ta hänsyn till vattenförekomsternas inbördes förhållande i ett avrinningsområde, vilket är en intressant utvecklingsmöjlighet att ta ställning till i framtiden.

Metoden är en uppskattning som bygger på det faktum att jordbruksåtgärderna är uppbyggda så att deras effekt är direkt proportionell mot den specifika belastningen (total bruttobelastning per areaenhet uttryckt som kg per hektar) från jordbruket i området.

Varje nivås effekt på totalbelastningen kan beräknas och den specifika belastningen kan därmed justeras för nästa nivå och på samma sätt också effekten av åtgärderna i efterföljande nivåer.

Marginaleffekten beräknades genom att den lokala belastningen reducerades med effekten av åtgärderna i den första nivån och en ny specifik belastning räknades ut. Denna användes för justering av åtgärdseffekter i andra nivån. Den justerade effekten av åtgärderna i andra nivån drogs även den av från den lokala belastningen. En ny specifik belastning beräknades åter igen och utgjorde sedan underlag för beräkningen av åtgärdernas effekt i nivå 3. Beräkningarna utfördes per lokalt avrinningsområde till varje vattenförekomst. En källa till osäkerhet i beräkningarna är att det inte är möjligt att veta exakt var de potentiella åtgärderna

kommer att utföras inom området och därmed hur stor påverkan åtgärderna kan komma att få på varandra. Det innebär sannolikt att marginaleffekten är något överskattad för jordbruksåtgärderna och den totala reduktionspotentialen något underskattad. För åtgärder i nivå 4 som sker i de större vattendragen och sjöarna kan belastningen även komma från uppströms liggande vattenförekomster. När marginaleffekten på åtgärder i nivå 4 beräknats beaktas detta. Däremot har inte hänsyn till minskning av belastning orsakad av eventuella åtgärder i uppströms belägna vattenförekomster beaktats. Det kan leda till en överskattning av åtgärdseffekterna i områden där våtmarkerna står för en stor andel av reduktionspotentialen i en vattenförekomst och med många åtgärder i uppströms liggande vattenförekomster.

Tabell 8. Åtgärder som ingått i beräkningarna och vilken nivå de tilldelats i beräkningarna

Nivå	Förklaring	Åtgärdskategorins ID i VISS	Åtgärdskategorins namn
1	Åtgärder på åker	VISSMEASURETYPE000933	Minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel
1	Åtgärder på åker	VISSMEASURETYPE000719	Strukturkalkning
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000794	Anpassade skyddszoner på åkermark
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000720	Kalkfilterdiken
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000926	Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 0-2 meter
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000927	Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 2-6 meter
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000928	Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 2-6 meter
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000929	Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 10-15 meter
2	Åtgärder mellan åker och dike	VISSMEASURETYPE000930	Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade, avstånd 15-20 meter
3	Åtgärder i diken	VISSMEASURETYPE000714	Tvåstegsdiken
3	Åtgärder i diken	VISSMEASURETYPE000726	Våtmark - fosfordamm
4	Åtgärder i vattendrag	VISSMEASURETYPE000725	Våtmark för näringsretention
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre vatten och biflöden	VISSMEASURETYPE000923	Åtgärdande av EA till normal skyddsnivå
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre vatten och biflöden	VISSMEASURETYPE000925	Åtgärdande av EA från normal skyddsnivå till hög skyddsnivå
10	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar även i mindre vatten och biflöden	VISSMEASURETYPE000924	Åtgärdande av EA till hög skyddsnivå

Nivå	Förklaring	Åtgärdskategorins ID i VISS	Åtgärdskategorins namn
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i större vattendrag/vattenförekomst	VISSMEASURETYPE000893	Anlägga våtmark vid avloppsreningsverk
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000793	Restaurering i sjöar: Fällning av P med AL-salt
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000910	Installera kemisk P-fällning för bräddat avloppsvatten
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000911	Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)
11	Åtgärder ej på jordbruksmark som påverkar främst i vattenförekomst /större vatten	VISSMEASURETYPE000784	Ökad rening av P till 0,1 mg/l vid avloppsreningsverk
20	Åtgärder som ej påverkar och ej påverkas av marginaleffekt		T.ex. åtgärder på punktkällor som släpper ut i havet

Praktiskt utförande av beräkningarna

För framtagandet av Åtgärdsprogram 2015 genomfördes marginaleffektsberäkningarna huvudsakligen på det underlag som tagits fram av Vattenmyndigheten och som redovisas i denna rapport. Under och efter samrådet gjordes kvalitetssäkring av vattenmyndigheter, länsstyrelser, kommuner med flera. Vissa åtgärdskategorier uppdaterades och vissa enskilda åtgärder justerades utifrån lokal eller ny kunskap, framför allt vad gäller avloppsreningsverken. Alla beräkningar utfördes i en Microsoft Access databas.

Punktkällor som angivits med uppgift om ID i miljöreda kopplades till vattenförekomst med hjälp av uppgifter ur miljöreda. I de fall en sådan koppling saknades i miljöreda eller om anläggningen endast hade uppgifter om läge angivet med koordinater så kopplades punktkällorna till vattenförekomst med en GIS-analys. En bedömning av huruvida anläggningarna belastade ett tillflöde till en vattenförekomst, vattenförekomsten eller havet gjordes med hjälp av uppgifter i miljöreda eller i ovan nämnda GIS-analys.

Åtgärderna kopplades sedan till marginaleffektsnivå per åtgärdskategori enligt uppgifterna i Tabell 8.

Den totala effekten av alla åtgärder inom varje nivå summerades sedan per vattenförekomst. Åtgärderna inom nivå 1 är jordbruksåtgärder och deras sammanlagda effekt subtraherades därför från den totala bruttobelastningen från jordbruket i varje vattenförekomst (hädanefter kallad ”jordbruksbelastningen”). Varje åtgärd i nivå två multiplicerades sedan med kvoten mellan den justerade jordbruksbelastningen efter att effekten av åtgärder i nivå ett subtraherats och den ursprungliga jordbruksbelastningen (Tabell 9). Jordbruksbelastningen minskades sedan återigen, nu med den justerade summan av åtgärderna i nivå två. Den för andra gången justerade åtgärdsbelastningen (ursprunglig belastning minus summan av åtgärder i nivå ett och minus summan av de marginaljusterade effekterna av åtgärderna i nivå två) användes sedan på samma sätt för att justera åtgärder i nivå tre.

När marginaleffekten för nivå fyra beräknades behövde även hänsyn tas till åtgärder som inte utförts på jordbruksmark eftersom även dessa har effekt i vattendragen. Dessutom beaktades att på denna nivå kan en del av belastningen i vattenförekomsten komma från uppströms liggande vattenförekomster.

Den totala belastningen i vattenförekomsten minskades därför istället med summan av åtgärderna i nivå ett, de marginaljusterade effekterna av åtgärderna i nivå två och tre samt summan av effekterna i nivå 10 och 11 (Tabell 9).

Tabell 9. Indata och beräknade parametrar som används i marginaleffektsberäkningen

Parameter (kolumn)	förklaring	Källa/beräkning
	Indata	
$RedPot_{1-i}$	Åtgärdseffekter för varje enskild åtgärd	VISS/VM:s åtgärdsunderlag
B_{jo}	Lokal belastning från jordbruksmark	FUT
A_{jo}	Areal åkermark (ha)	SJV blockdata 2013
B_{totl}	Lokal totalbelastning (brutto kgP)	FUT/S-HYPE (GTW)
B_{tot}	Totalbelastning på vattenförekomsten inklusive uppströmsbelastning (brutto kgP)	S-HYPE (TGW)
	Beräknade parametrar per vattenförekomst	
SB_{jo}	Specifik belastning från åkermark (kgP/ha åkermark)	$\frac{B_{jo}}{A_{jo}}$
S_1	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 1 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 1$
S_2	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 2 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 2$
S_3	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 3 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 3$
S_4	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 4 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 4$
S_{10}	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 10 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 10$
S_{11}	Summa reduktionspotential av alla åtgärder i nivå 11 (kgP)	$\sum_{RedPot\ 1}^{RedPot\ i} om\ nivå = 11$
SB_{jo1}	Specifik belastning (från jordbruksmark) efter effekter av åtgärder i nivå 1	$SB_{jo1} = \frac{B_{jo} - S1}{A_{jo}}$

Parameter (kolumn)	förklaring	Källa/beräkning
K_{jo1}	Koefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1 på nivå 2	$K_{jo1} = \frac{SB_{jo1}}{SB_{jo}}$
S_{2m}	Summa av åtgärder i nivå 2 med marginaleffekt	$K_{jo1} \times S_2$
SB_{jo2}	Specifik belastning (från jordbruksmark) efter effekter av åtgärder i nivå 2	$SB_{jo2} = \frac{B_{jo} - (S_1 + S_{2m})}{A_{jo}}$
K_{jo2}	Koefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2 på nivå 3	$K_{jo2} = \frac{SB_{jo2}}{SB_{jo}}$
S_{3m}	Summa av åtgärder i nivå 3 med marginaleffekt	$K_{jo2} \times S_3$
B_{3tot}	Belastning (total, inklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3tot} = B_{tot} - \left(S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0{,}5 \times S_{10}) + (0{,}5 \times S_{11})\right)$
B_{3totl}	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3totl} = B_{totl} - \left(S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0{,}5 \times S_{10}) + (0{,}5 \times S_{11})\right)$
K_{3tot}	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3tot} = \frac{B_{3tot}}{B_{tot}}$
K_{3totl}	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3totl} = \frac{B_{3totl}}{B_{totl}}$
S_{4m}	Summa av åtgärder i nivå 4 med marginaleffekt	$\frac{K_{3totl} + K_{3tot}}{2} \times S_4$
S_{tot}	Summa av alla åtgärder i området med marginaleffekt	$S_{tot} = S_1 + S_{2m} + S_{3m} + S_{10} + S_{11} + S_{4m}$
$B4_{totl}$	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11 samt nivå 4. (används bara för rimlighetskontroll)	$B_{4totl} = B_{totl} - \left(S_1 + S_{2m} + S_{3m} + (0{,}5 \times S_{10}) + (0{,}5 \times S_{11})\right) + S_{4m}$

Om huvuddelen av belastningen i vattenförekomsten kommer från uppströms belägna vattenförekomster kommer effekten av åtgärder i det lokala avrinningsområdet inte ge någon större marginaleffekt på åtgärderna i nivå fyra i vattenförekomsten. De tillrinnande vattnen till vattenförekomsten i det lokala avrinningsområdet påverkas inte av belastningen ifrån uppströms vattenförekomster och i dessa är marginaleffekten potentiellt större än i huvudfåran. Det spelar också roll var i det lokala avrinningsområdet som t.ex. en stor punktkälla ligger. Om den ligger högst upp i vattenförekomsten kommer åtgärder i denna punktkälla att ge en större marginaleffekt på andra åtgärder i vattenförekomsten än om den ligger nära vattenförekomstens utlopp till nästa vattenförekomst. Eftersom det inte varit möjligt att beskriva dessa förhållanden för alla Sveriges vattenförekomster i denna ganska

förenklade beräkningsmodell, fick marginaleffekten på denna nivå spegla ett slags statistiskt medelförhållande där marginaleffekten av åtgärder i nivå 10 och 11 (i biflöden och i huvudfåran) på effekter i nivå fyra halverats och där ett medel av marginaleffekten för den lokala belastningen och belastningen inklusive uppströmsbelastningen använts (Tabell 9).

Exempel

En fiktiv vattenförekomst har en jordbruksbelastning B_{jo} = 6000 kgP/år, Areal jordbruksmark A_{jo} = 10 000 ha, total lokal belastning B_{totl} = 10 000 kgP/år och total belastning inklusive uppströmsbelastning B_{tot} = 20 000 kgP/år.

I exemplet antas att det i vattenförekomsten går att genomföra alla de jordbruksåtgärder som redovisats ovan och att det finns enskilda avlopp att åtgärda samt ett mindre avloppsreningsverk där åtgärden Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat) har föreslagits. Reduktionspotentialer och kostnader för åtgärder i exempelvattenförekomsten har tagits från exemplen för åtgärderna i kapitlen ovan (sammanfattas i Tabell 10). En uppskattning av marginaleffekten visar då att den samlade effekten av alla åtgärder, som var 7,5 ton fosfor per år för åtgärderna beräknade var för sig, blir justerad ned till 6 ton fosfor per år när hänsyn tagits till marginaleffekten (Tabell 11). Exempelåtgärdernas reduktionspotential och kostnadseffektivitet efter marginaleffektsjustering framgår i kapitlet om prioritering av åtgärder.

Tabell 10. Åtgärdsuppgifter för exempelvattenförekomsten

Marginal-nivå	Åtgärdskategori	Reduktions-potential kgP/år	Kostnads-effektivitet kr/kgP & år	Kostnad kr/år
1	Strukturkalkning	1 400	0	0
1	Anpassad stallgödselspridning	520	1 650	860 000
2	Kalkfilterdiken	700	2 700	1 900 000
2	Anpassade skyddszoner	400	425	170 000
2	Skyddszoner	160	6 300	1 000 000
3	Fosfordammar	550	460	250 000
3	Tvåstegsdiken	150	3 700	550 000
4	Våtmark för näringsretention	2 900	2 200	6 300 000
10	Enskilda avlopp till normal skyddsnivå	200	17 500	3 500 000
10	Enskilda avlopp från normal till hög skyddsnivå	20	20 000	400 000
11	Öka P-rening i avloppsreningsverk (ospecificerat)	500	4 000	2 000 000
	Summa	7 500		16 930 000

Tabell 11. Beräkning av sammanlagd effekt av åtgärder i exempelvattenförekomsten. Alla belastningar och åtgärdseffekter är per år

Parameter	förklaring	Beräkning
SBjo	Specifik belastning från jordbruksmark	$SB_{jo1} = \frac{6\,000\ kg}{10\,000\ ha} = 0{,}6\ kg/ha$
S_1	Summa av åtgärder i nivå 1 (kgP)	$S_1 = 1400\ kg + 520\ kg = 1920\ kg$
S_2	Summa av åtgärder i nivå 2 (kgP)	$S_2 = 700\ kg + 400\ kg + 160\ kg = 1260\ kg$
S_3	Summa av åtgärder i nivå 3 (kgP)	$S_4 = 550\ kg + 150\ kg = 700\ kg$
S_4	Summa av åtgärder i nivå 4 (kgP)	$S_5 = 2900\ kg.$
S_{10}	Summa av åtgärder i nivå 10 (kgP)	$S_{10} = 200\ kg + 20\ kg = 220\ kg$
S_{11}	Summa av åtgärder i nivå 11 (kgP)	$S_{11} = 2000\ kg$
SB_{jo1}	Specifik belastning efter effekter av åtgärder i nivå 1	$SB_{jo1} = \frac{6\,000\ kg - 1920\ kg}{10\,000\ ha} = 0{,}41\ kg/ha$
K_{jo1}	Koefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1 på nivå 2	$K_{jo1} = \frac{0{,}41\ kg/ha}{0{,}60\ kg/ha} = 0{,}68$
S_{2m}	Summa av åtgärder i nivå 2 med marginaleffekt	$0{,}68 \times 1260\ kg = 860\ kg$
SB_{jo2}	Specifik belastning efter effekter av åtgärder i nivå 2	$SB_{jo2} = \frac{6000 - (1920 + 860)kg}{10000\ ha} = 0{,}32\ kg/ha$
K_{jo2}	Koefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2 på nivå 3	$K_{jo2} = \frac{0{,}32\ kg/ha}{0{,}6\ kg/ha} = 0{,}54$
S_{3m}	Summa av åtgärder i nivå 3 med marginaleffekt	$0{,}54 \times 700\ kg = 380\ kg$
B_{3tot}	Belastning (total, inklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3tot} = 20000\ kg - (1900\ kg + 860\ kg + 380\ kg + (0{,}5 \times 220)\ kg + (0{,}5 \times 500)\ kg) = 16500\ kg$
B_{3totl}	Belastning (total lokal, exklusive uppströmsbelastning) på nivå 4 efter effekter av åtgärder i nivå 1-3, 10&11	$B_{3totl} = 10000\ kg - (1900\ kg + 860\ kg + 380\ kg + (0{,}5 \times 220)\ kg + (0{,}5 \times 500)\ kg) = 6500\ kg$
K_{3tot}	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3tot} = \frac{16500}{20000} = 0{,}82$

Parameter	förklaring	Beräkning
K_{3totl}	Delkoefficient för beräkning av marginaleffekt av nivå 1+2+3+10+11 på nivå 4	$K_{3totl} = \frac{6500}{10000} = 0{,}65$
S_{4m}	Summa av åtgärder i nivå 4 med marginaleffekt	$S4_m \frac{0{,}82 + 0{,}65}{2} \times 2900\ kg = 2140\ kg$
Total reduktions-potential	Summa av alla åtgärder med marginaleffekt	$S_{totm} = 1920\ kg + 860\ kg + 380\ kg + 2140\ kg + 220 kg + 500\ kg = 6020\ kg$

Prioritering av åtgärder för god ekologis status

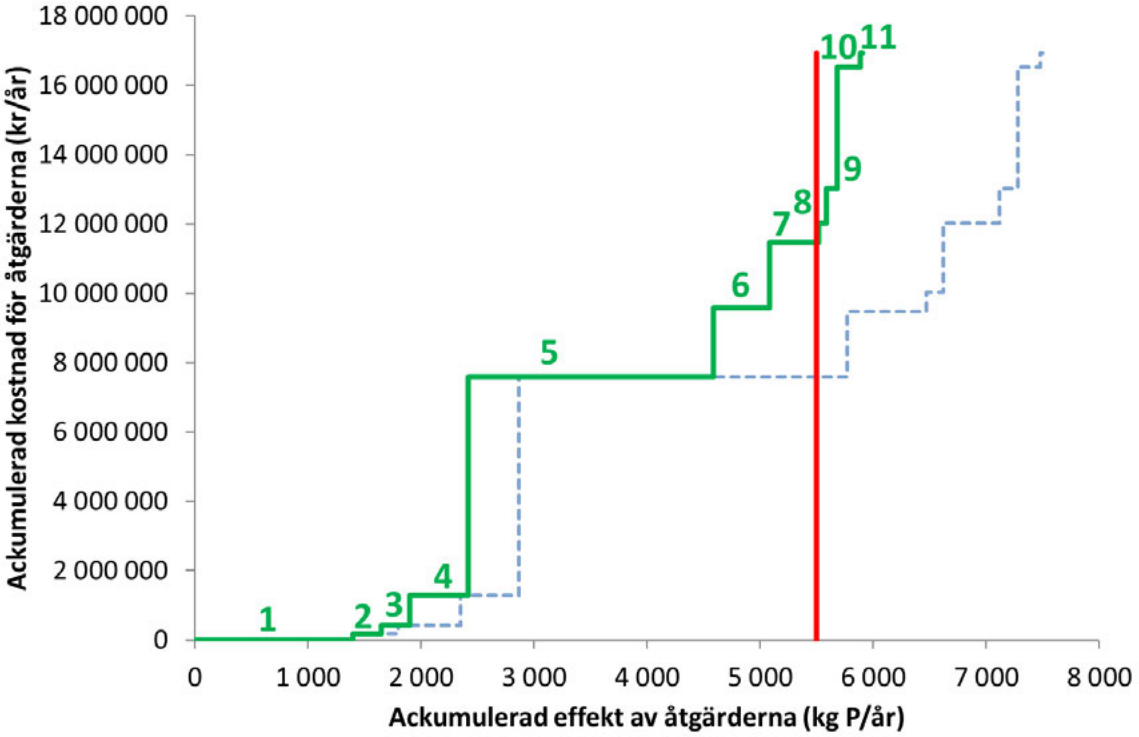
Sjöar och vattendrag

Urvalet av åtgärder har främst baserats på kostnadseffektivitet, samt utifrån att grundläggande åtgärder som ökad rening i massaindustri och enskilda avlopp till normal skyddsnivå alltid har prioriterats.

För en enskild vattenförekomst kan urvalet exemplifieras med data från exemplet i kapitlet om summering av åtgärder. Efter marginaleffektsjustering hade åtgärderna i vattenförekomsten den reduktionspotential, kostnad och kostnadseffektivitet som visas i Tabell 12. Om åtgärdsbehovet i den fiktiva vattenförekomsten är 5 500 kg fosfor per år, kan prioriteringen underlättas genom att sortera åtgärderna i kostnadseffektivitetsordning och presentera dem i en ”åtgärdstrappa” (Figur 4). En prioritering enligt kostnadseffektivitet skulle innebära att alla åtgärder upp till kalkfilterdiken (nummer sju i Figur 4) som har en kostnadseffektivitet på 4400 kronor per kg fosfor och år behövs för att uppnå god ekologisk status. Den totala kostnaden för åtgärderna i vattenförekomsten blir då cirka 12 miljoner kr per år. Observera att om marginaleffektsjusteringen inte utförts skulle bedömningen av den totala kostnaden ha underskattats till cirka åtta miljoner kronor.

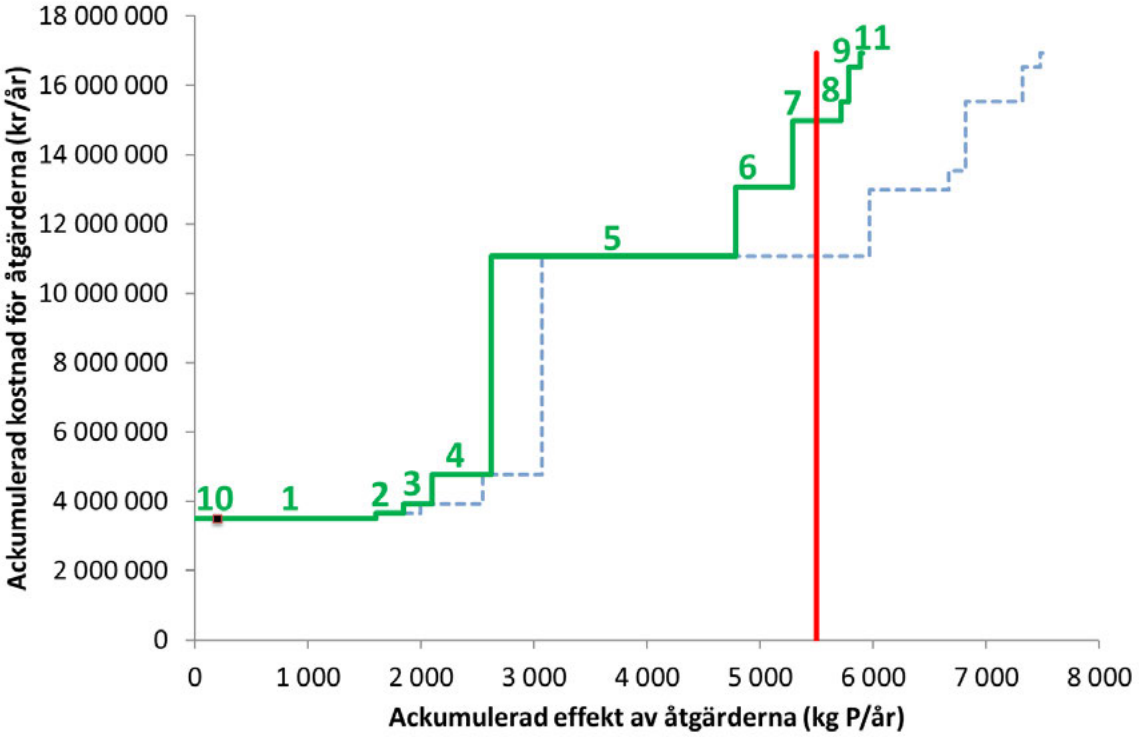
Tabell 12. Reduktionspotential, kostnad och kostnadseffektivitet för åtgärder i en exempelvattenförekomst

Nr i figur	Åtgärd	Reduktionspotential (kg P / år)	Kostnad (kr / år)	Kostnadseffektivitet (kr / kg P)
1	Strukturkalkning	1400	0	0
2	Anpassade skyddszoner	250	170000	700
3	Fosfordammar	250	250000	1000
4	Anpassad stallgödselspridning	520	860000	1700
5	Våtmarker	2200	6300000	2900
6	Öka P-rening i avloppsreningsverk	500	2000000	4000
7	Kalkfilterdiken	430	1900000	4400
8	Tvåstegsdiken	70	550000	8000
9	Skyddszoner	100	1000000	10100
10	Enskilda avlopp åtgärdade till normal skyddsnivå	200	3500000	17500
11	Enskilda avlopp åtgärdade från normal till hög skyddsnivå	20	400000	20000
	Summa	**5 940**	**16 930 000**	



Figur 4. Ackumulerad kostnad och reduktionspotential för elva åtgärder i ett exempelområde sorterade i kostnadseffektivitetsordning. Den streckade blå linjen representerar åtgärdernas reduktionspotential innan marginaleffektsjustering. Siffrorna hänvisar till åtgärderna i Tabell 12.

Den grundläggande åtgärden enskilda avlopp till normal skyddsnivå kommer till viss del utföras oavsett kostnadseffektivitet. I Figur 5 placeras den först i ”trappan”. Det innebär att mängden av åtgärden kalkfilterdiken som behövs istället kommer att minska.



Figur 5. Kostnad och reduktionspotential för elva åtgärder i ett exempelområde, sorterade så att åtgärden enskilda avlopp till normal status kommer först och resten av åtgärderna i kostnadseffektivitetsordning. Den streckade blå linjen representerar åtgärdernas reduktionspotential innan marginaleffektsjustering. Siffrorna hänvisar till åtgärdernas namn i Tabell 12.

Kustvatten

I delar av östersjökusten ger bedömningsgrunden för näringsämnen sämre status än förväntat vilket leder till orealistiskt stora åtgärdsbehov. I flera fall beräknas åtgärdsbehoven vara lika stora som, eller större än den av människan orsakade belastningen från de områden som avvattnar till vattenförekomsterna i fråga. Vi har därför valt att inte föreslå åtgärder fullt ut till det föreslagna behovet eftersom det sannolikt är orimligt. Även åtgärdsbehoven för fosfor på kusten bedöms vara orealistiskt höga i delar av kusten. Vi har därför valt att för kustvattnen endast prioritera åtgärder med kostnadseffektivitet upp till 4 000 kr per kg fosfor och år respektive 120 kr per kg kväve och år. Dessa nivåer valdes utifrån schablonvärden för en halvering av tillförseln av näringsämnen till havet där fosfor värderats till 2400 kr per kg och år som medelvärde och kväve till 74 kronor (Naturvårdsverket 2009). Det är viktigt att bedömningsgrunderna för näringsämnen för kusten förbättras så att åtgärdsprogram och miljökvalitetsnormer kan fastställas efter en strukturerad, transparent och realistisk bedömning av åtgärdsbehovet.

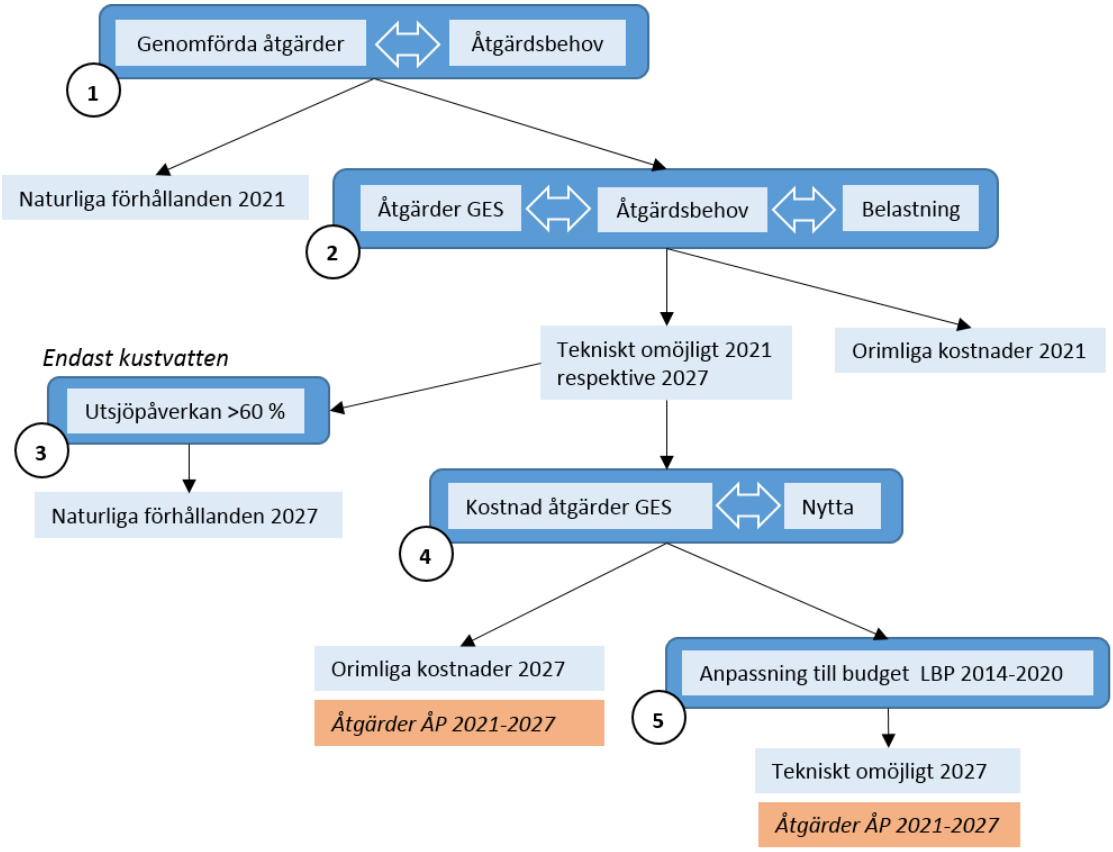
Miljökvalitetsnormer och undantag med tidsfrist

Miljökvalitetsnormen (MKN) för en vattenförekomst beskriver den vattenkvalitet som ska uppnås och vid vilken tidpunkt. Huvudregeln är att alla vattenförekomster ska ha uppnått minst god yt- eller grundvattenstatus eller god ekologisk potential senast den 22 december 2015 och att statusen inte får försämras. Om statusen var sämre än god 2015 kan årtalet för när normen ska följas flyttas fram.

Det finns tre huvudsakliga skäl för undantag; tekniskt omöjligt, orimliga kostnader samt naturliga förhållanden. Skälet *tekniskt omöjligt* omfattar exempelvis att teknik saknas för att genomföra åtgärder, att det är praktiskt ogenomförbart eller att det funnits administrativa hinder. Skälet *orimliga kostnader* omfattar exempelvis att åtgärderna bedömts vara ekonomiskt orimliga att genomföra utifrån en samhällsekonomisk analys av kostnader och nytta. *Naturliga förhållanden* används främst som skäl för undantag i form av tidsfrist i de fall då det på grund av naturens återhämtningsförmåga eller långsam effekt av en genomförd eller planerad åtgärd inte har gått att uppnå god status till 2015. Ett vanligt exempel är att för kustvattenförekomster kommer påverkan från utsjön bromsa effekter av de åtgärder vi genomför för att minska belastningen från land. En utförligare beskrivning av miljökvalitetsnormer för vatten finns i vattenmyndigheternas förvaltningsplan.

För vattenförekomster med övergödningsproblem har inga undantag med mindre stränga krav tillämpats. På grund av att åtgärdsbehovet ibland överstiger åtgärdspotentialen eller att kostnaden för åtgärder uppskattats vara orimligt hög har undantag med tidsfrist tillämpats, det vill säga årtalet för när normen ska följas har flyttats fram till 2021 eller 2027. Genom att utnyttja möjligheten till tidsfrist kan åtgärdsgenomförandet delvis fördelas över en längre tidsperiod.

Undantag med tidsfrist har tillämpats för vattenförekomster med sämre än god ekologisk status och undantag för miljöproblemet övergödning har först bedömts utifrån storleken på förbättringsbehovet i förhållande till den totala belastningen och tillgängligheten av åtgärder i förhållande till förbättringsbehovet. Utöver detta har det även gjorts en bedömning av orimliga kostnader och administrativa begränsningar samt för kustvatten en bedömning av utsjöpåverkan. Arbetsprocessen kan delas in i fem steg vilka redogörs för i Figur 6. Bedömningen är gjord för varje enskild vattenförekomst. I ett första steg (1) kontrollerades om nyligen (2009–2014) genomförda åtgärder kan vara tillräckliga för att nå åtgärdsbehovet. I dessa fall ges tidsfrist 2021 på grund av naturliga förhållanden. (2) Efter detta steg följer en vägning mellan åtgärdsbehov, prioriterade åtgärder för att nå god ekologisk status samt näringsbelastningen på aktuell vattenförekomst. Utifrån dessa förhållanden är det möjligt att ge antingen tidsfrist 2021 eller 2027 på grund av tekniskt omöjligt eller tidsfrist 2021 på grund av orimliga kostnader (se avsnitt Principer för undantag med tidsfrist). (3) För kustvatten bedömdes även möjligheten att nå GES och eventuella undantag på grund av naturliga förhållanden utifrån storleken på utsjöpåverkan. (4) För sjöar och vattendrag vägdes kostnaderna för åtgärderna mot nyttorna i syfte att identifiera orimliga kostnader. De åtgärder som bedöms vara orimligt kostsamma prioriteras till nästa åtgärdsprogram 2021–2027 och vattenförekomsten får undantag till 2027 på grund av orimliga kostnader. (5) I ett sista steg anpassas prioriteringen av jordbruksåtgärder till budget inom landsbygdsprogrammet 2014–2020. Åtgärder som faller utanför budget skjuts till nästa åtgärdsprogram 2021–2027 och aktuella vattenförekomster ges tidsfrist till 2027 på grund av tekniskt omöjligt.



Figur 6 Beskrivning av processen för att tilldela undantag med tidsfrist för vattenförekomster med övergödningsproblem.

Principer för undantag med tidsfrist

Nedan följer en redogörelse för vilka principer som använts för att tillämpa undantag med tidsfrist kopplat till vattenförekomster med övergödningsproblem. Skäl som relaterar till åtgärder inom jordbruk samt orimliga kostnader redogörs i mer detalj i efterföljande avsnitt.

Sjöar och vattendrag

- tidsfrist till 2027 med skälet tekniskt omöjligt har tillämpats
  - för vattenförekomster där effekten av tillgängliga åtgärder är mindre än 75 procent av förbättringsbehovet och om förbättringsbehovet är större än 30 procent,
  - för vattenförekomster där effekten av tillgängliga åtgärder är mindre än förbättringsbehovet och förbättringsbehovet är större än 60 procent,
  - för vattenförekomster där uppströms liggande vattenförekomster fått tidsfrist 2027 och där det bedömts att de uppskjutna åtgärderna kommer att påverka möjligheterna att nå god ekologisk status till 2021.
  - för vattenförekomster med åtgärder relaterade till jordbruket och där offentlig finansiering saknas
- tidsfrist till 2027 med skälet orimliga kostnader har tillämpats
  - för vattenförekomster där åtgärdernas samhällsekonomiska kostnader överstiger samhällsnyttorna med mer än tre gånger,

- tidsfrist till 2021 med skälet tekniskt omöjligt har tillämpats
    - för vattenförekomster där effekten av tillgängliga åtgärder är mindre än 75 procent av förbättringsbehovet och om förbättringsbehovet är mindre än 30 procent,
- tidsfrist 2021 med skälet naturliga förhållanden har tillämpats
    - för vattenförekomster där åtgärder har utförts som motsvarar förbättringsbehovet men där åtgärderna ännu inte gett effekt på den ekologiska statusen.
- För övriga vattenförekomster har tidsfrist 2021 med skälet orimliga kostnader tillämpats, på grund av bristande lagstiftning, bristande offentlig finansiering eller på grund av otillräcklig administrativ kapacitet.

Kustvatten

- tidsfrist till 2027 med skälet naturliga förhållanden har tillämpats
    - för vattenförekomster där tillgängliga åtgärder inte är tillräckliga för att uppnå god status och där en utsjöpåverkan större än 60 procent medför längre tid för naturlig återhämtning,
- tidsfrist till 2027 med skälet tekniskt omöjligt har tillämpats
    - där effekten av tillgängliga åtgärder är mindre än 75 procent av förbättringsbehovet för kväve och förbättringsbehovet är större än 100 kg kväve,
    - där effekten av tillgängliga åtgärder är mindre än 85 procent av förbättringsbehovet för fosfor och förbättringsbehovet är större än 50 kg fosfor,
- För övriga vattenförekomster har tidsfrist 2021 med skälet orimliga kostnader tillämpats, på grund av bristande lagstiftning, bristande offentlig finansiering eller på grund av otillräcklig administrativ kapacitet.

Orimliga kostnader

I syfte att fastställa om det finns grund för att tillämpa undantag med tidsfrist utifrån skälet orimliga kostnader har en samhällsekonomisk analys av kostnader och nyttor genomförts.

Värdet av en förbättrad vattenmiljö, det vill säga nyttan med åtgärder, kan uppskattas utifrån vad människor är beredda att betala för en god vattenmiljö. För miljöproblemet övergödning och kopplat till vattendirektivets mål för god ekologisk status har sådana studier genomförts i Danmark och Norge. Hasselström m.fl. (2014) har överfört de danska och norska resultaten till svenska förhållanden. I underlaget som använts har det, per så kallat åtgärdsområde, tagits fram en genomsnittlig betalningsvilja för att förbättra statusen för näringsämnen. En förbättring motsvarande en respektive två klasser sattes till 271 respektive 310 kr per person och år.

Det finns 247 åtgärdsområden i Sverige vilka utgörs av ett huvudavrinningsområde eller del av ett huvudavrinningsområde. Hasselström m.fl. (2014) inkluderade endast åtgärdsområden mindre än 3000 km2 vilket innebär att värdet av nyttan saknats för vissa av områdena. Vattenmyndigheten har delat upp dessa områden i mindre enheter och kompletterat underlaget utifrån antal personer och den genomsnittliga betalningsviljan.

För att göra undantag för orimliga kostnader ska kostnaderna väsentligt överstiga nyttorna (Europeiska kommissionen, 2009). Det finns en osäkerhet i de beräknade kostnaderna för åtgärder, men framförallt för de uppskattade nyttorna. Med utgångspunkt ifrån de osäkerhetsbedömningar som redovisas i Hasselström m.fl. (2014) har vattenmyndigheterna därför valt att tillämpa undantaget för vattenförekomster där kostnaderna för åtgärder är tre gånger större än nyttan.

För att välja ut vilka vattenförekomster som ska tilldelas undantag med tidsfrist till 2027 har åtgärdskostnaderna för de framtagna prioriterade åtgärderna summerats per åtgärdsområde utifrån stigande kostnadseffektivitet och sedan jämförts mot den beräknade nyttan per åtgärdsområde. De åtgärder vars kostnader bidrar till att nyttan överskrids med 300 % skjuts till nästa åtgärdsprogram och de berörda vattenförekomsterna får undantag med tidsfrist till 2027 på grund av orimliga kostnader.

Åtgärder relaterade till jordbruk

De åtgärder som i Åtgärdsprogrammet 2016-2021 är relaterade till jordbruk ska i huvudsak utföras inom ramarna för landsbygdsprogrammet (Miljö- och energidepartementet, 2016). Jordbruksåtgärderna i åtgärdsanalysen begränsas därför till möjlig finansiering via landsbygdsprogrammet (LPB) 2014-2020. Viss finansiering antas även kunna inhämtas via stöd från LOVA – lokala vattenvårdsprojekt.

Av de åtgärder som ingår i vattenmyndigheternas åtgärdsanalys omfattar landsbygdsprogrammet åtta av nio åtgärdskategorier. Vår uppskattning av stöd via LOVA har begränsats till strukturkalkning. Åtgärdskategorin minskat fosforläckage vid spridning av stallgödsel omfattas ej av LBP 2014–2020 och har därför skjutits till nästa åtgärdsprogram 2021-2027.

LBP:s nuvarande programperiod löper ut ett år innan åtgärdsprogrammets vattencykel slutar, men budgeten i LBP för 2021 antas motsvara den genomsnittliga budget som gällt fram till 2020. Den totala budgeten för investeringsstöd, miljöinvesteringar respektive miljöersättningar har därför utökats med 20 %, se Tabell 13.

Tabell 13 Total budget för investerings- och miljöinvesteringsstöd samt miljöersättningar inom LBP 2014-2020 **(**Jordbruksverket, 2015b och Jordbruksverket, 2015)

Stödform	Budget	Inklusive år 2021
Miljöinvesteringar	353 MSEK	424 MSEK
Investeringsstöd	1 550 MSEK	1 861 MSEK
Miljöersättningar (skyddszoner och anpassade skyddszoner)	170 MSEK	204 MSEK

Nedan följer en beskrivning över vilka antaganden som gjorts för att koppla de framprioriterade jordbruksåtgärderna till respektive stödform och därmed anpassa åtgärdsanalysen till ramarna för LBP 2014–2021. En sammanfattande bild ges i Tabell 15.

Miljöinvesteringar – Våtmarker, fosfordammar, tvåstegsdiken och kalkfilterdiken

Stöd för anläggning av våtmarker, fosfordammar, tvåstegsdiken och kalkfilterdiken kan fås via miljöinvesteringsstöden inom LBP (Tabell 14). Bedömningen av hur budgeten fördelar sig mellan åtgärderna har baserats på Jordbruksverkets sammanställning av länens regionala handlingsplaner (Jordbruksverket, 2015).

Tabell 14. Fördelning av miljöinvesteringsstödet LBP 2014-2021 mellan åtgärderna våtmarker för näringsretention, våtmarker för biologisk mångfald, tvåstegsdiken och förbättrad vattenkvalitet (Jordbruksverket, 2015).

Åtgärd	Fördelning (%)
Våtmarker för näringsretention	50
Våtmarker för biologisk mångfald	40
Tvåstegsdiken	5
Förbättrad vattenkvalitet	5

Kalkfilterdiken faller inom kategorin förbättrad vattenkvalitet och antas omfatta hälften av denna budget. Fosfordammar faller inom kategorin våtmarker för näringsreduktion och utifrån dagens anläggningstakt antas en omfattning motsvarande 4 procent av budgeten. Även en del av de våtmarker som anläggs för biologisk mångfald kommer att bidra till näringsretention i de områden som har åtgärdsbehov. Denna effekt inräknades genom att 10 procent av budgeten för våtmarker för biologisk mångfald omfördelades till budgeten för våtmarker för näringsretention. Effekten av mångfaldsvåtmarkerna baserades på en GIS-analys över hur stor andel av tidigare anlagda våtmarker för biologisk mångfald som ligger inom områden med åtgärdsbehov. Detta tillsammans med antagandet att våtmarker för näringsretention i genomsnitt är tre gånger så effektiva som våtmarker för biologisk mångfald. Efter fördelning av 4 procent till fosfordammar antas då 56 procent av budgeten för miljöinvesteringsstödet gå till våtmarker för näringsretention. För de åtgärder som faller utanför nitratkänsligt område finns krav på 10 procents egenfinansiering, vilket vägts in i budgeten.

Den geografiska fördelningen av miljöinvesteringsstödet har i första hand fått styras av den budget som tilldelats respektive länsstyrelse. Inom respektive län har budgeten sedan fördelats till de mest kostnadseffektiva åtgärderna. De åtgärder som hamnar utanför budgeten skjuts till nästa åtgärdsprogram och de berörda vattenförekomsterna får undantag med tidsfrist till 2027 med skälet teknisk omöjligt.

Investeringsstöd och LOVA - Strukturkalkning

Strukturkalkning är en ny stödform inom investeringsstödet vilket gör det svårt att uppskatta hur mycket som kan komma att tilldelas denna åtgärd. Investeringsstödet är ofta översökt och andra investeringar kommer sannolikt i många fall att prioriteras före. En relativt liten andel, motsvarande 2 procent av den totala budgeten, har därför antagits.

För LOVA baserades beräkningen på hur stor budget respektive länsstyrelse erhållit samt hur de tidigare fördelat stöd till strukturkalkning. För en sexårsperiod uppskattades då att 113 Mkr kan komma att användas för strukturkalkning. Med en finansieringsgrad på 60 procent från lantbruket motsvarar det en total budget på 280 Mkr.

Den geografiska fördelningen av investeringsstöd och LOVA-bidrag har i första hand fått styras av den budget som tilldelats respektive länsstyrelse. Inom respektive län har budgeten för LBP och LOVA sedan fördelats till de mest kostnadseffektiva lokaliseringarna av strukturkalkning. De områden där strukturkalkning hamnar utanför budgeten skjuts till nästa åtgärdsprogram 2021-2027 och de berörda vattenförekomsterna får undantag med tidsfrist till 2027 med skälet teknisk omöjligt.

Miljöersättningar – skyddszoner och anpassade skyddszoner
Budgeten för nya åtaganden för skyddszoner och anpassade skyddszoner inom miljöersättningar 2014-2020 är 170 Mkr. Eftersom ersättningsformen öppnade för nyanslutning 2016 kan budgetbeloppet slås ut på 5 år, det vill säga 34 Mkr per år. För 2021 har samma budget antagits. Budgeten motsvarar 11 333 ha med en kostnad på 3000 kr/ha. I ett referensalternativ baserat på resultat från Larsson m.fl. (2013) fanns det 11 160 ha skyddszoner år 2005. Med antagande om att arealen skyddszoner ej är förändrad sedan 2005 täcker budgeten befintlig areal skyddszoner med ett överskott på 520 000 kr. Överskottet antas gå till stöd för etablering av anpassade skyddszoner med prioritet för de mest kostnadseffektiva områdena. Nästan samtliga av de föreslagna skyddszonerna hamnar därför utanför budgeten för miljöersättningar och skjuts till nästa åtgärdsprogram 2021-2027. Berörda vattenförekomster får undantag med tidsfrist till 2027 med skälet teknisk omöjligt.

Tabell 15. Antaganden och fördelning mellan jordbruksrelaterade åtgärder för LBP-budget 2014-2020, plus år 2021, samt LOVA stöd 2016-2021

Åtgärds-kategori	Landsbygdsprogrammet	LOVA	Budget	Fördelning
Fosfor-dammar	4 % av det totala miljöinvesteringsstödet plus antagande om 10 % egenfinansiering för områden utanför nitratkänsliga områden.		17 MSEK	Länsnyckel
Kalkfilter-diken	2,5 % av det totala miljöinvesteringsstödet plus antagande om 10 % egenfinansiering för områden utanför nitratkänsliga områden.		11 MSEK	Länsnyckel
Skyddszoner och anpassade skyddszoner	204 miljoner kronor från miljöersättningar. Varav 97,5 % går till bevarande av befintlig areal skyddszoner. 2,5 % till nyetablering av anpassade skyddszoner.		0,52 MSEK (endast anpassade skyddszoner)	Nationell
Struktur-kalkning	2 % av den totala budgeten för investeringsstöd plus 60 % egenfinansiering	113 MSEK plus 60 % egenfinansie ring	432 MSEK	Länsnyckel
Tvåstegs-diken	5 % av det totala miljöinvesteringsstödet plus antagande om 10 % egenfinansiering för områden utanför nitratkänsliga områden.		21 MSEK	Länsnyckel
Våtmarker	56 % av det totala miljöinvesteringsstödet plus antagande om 10 % egenfinansiering för områden utanför nitratkänsliga områden.		237 MSEK	Länsnyckel

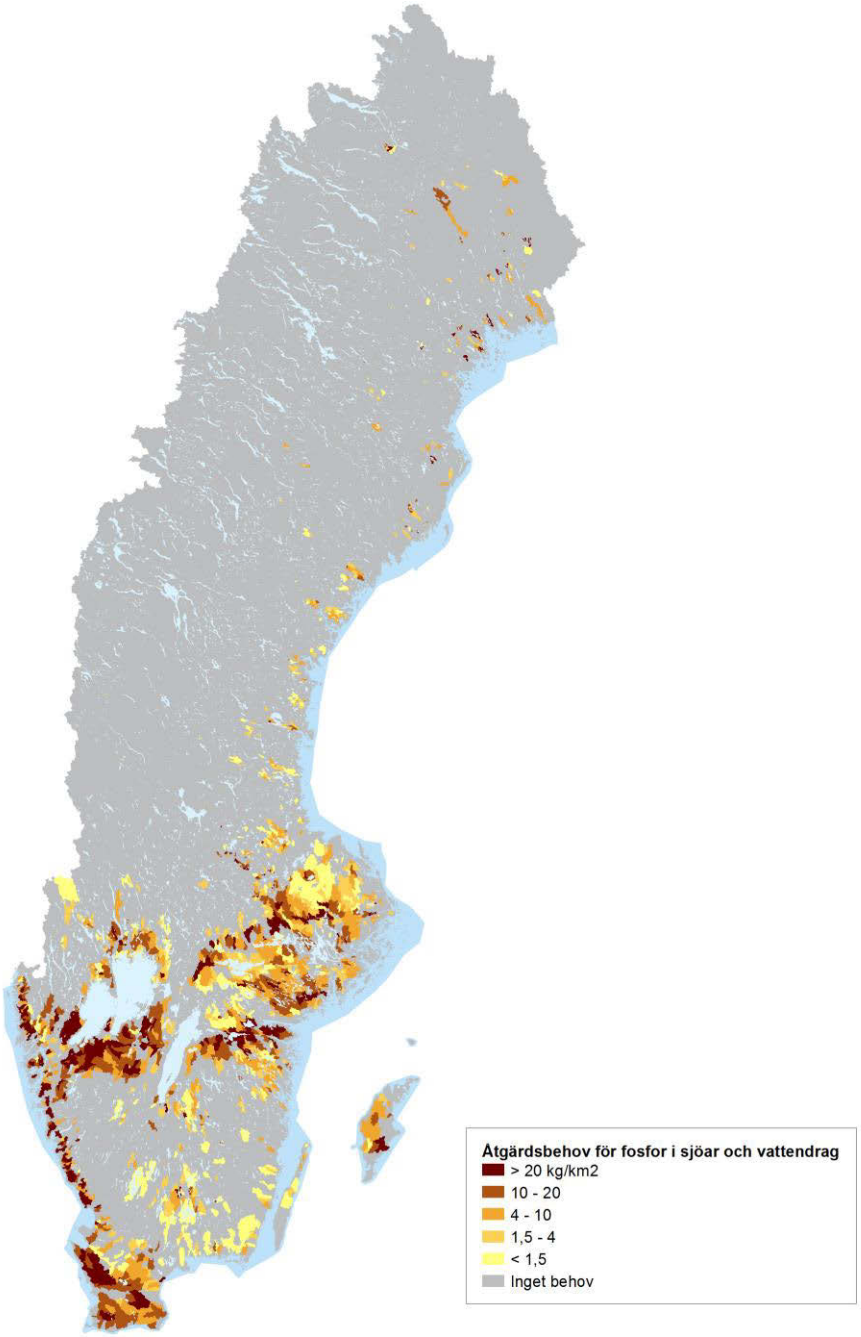
Resultat

Åtgärdsbehov

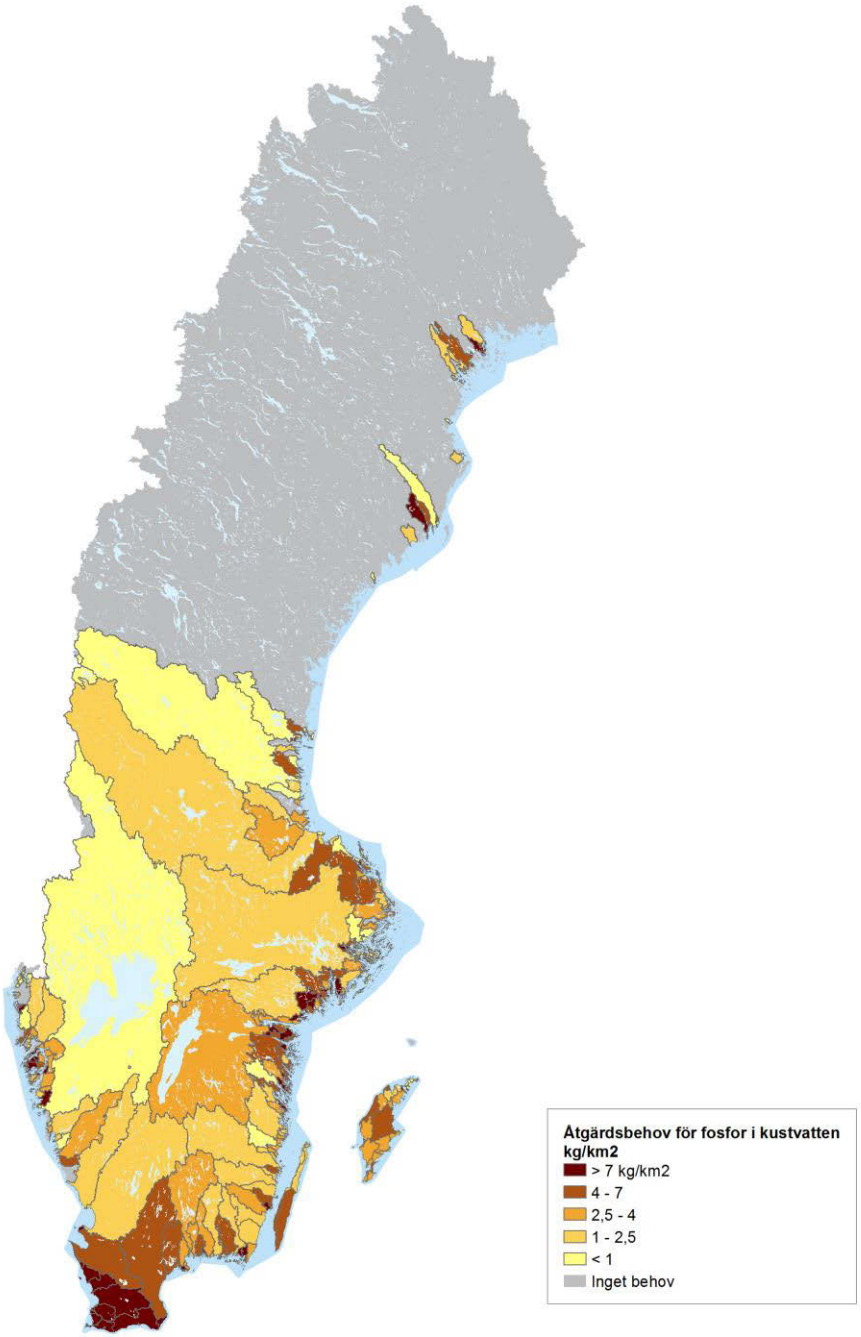
Det totala åtgärdsbehovet för sjöar och vattendrag i Sverige är cirka 670 ton per år. Den geografiska fördelningen av åtgärdsbehoven för fosfor i inlandsvattnen per vattenförekomst framgår av Figur 7 och redovisas per vattendistrikt i Tabell 16. Åtgärdsbehovet för kustvattnen är totalt i Sverige cirka 500 ton fosfor och 14 000 ton kväve per år. I Figur 8 och Figur 9 visas åtgärdsbehovet för fosfor respektive kväve i kustvatten fördelat på de landområden som avvattnar till kustvattnen. Kustens åtgärdsbehov redovisas även per vattendistrikt i Tabell 16. Åtgärdsbehovet i kustvattnen i egentliga Östersjön beräknas vara cirka 300 ton fosfor och 5 100 ton kväve som kan jämföras med kravet på Sverige att minska belastning med 9 200 ton kväve och 530 ton fosfor" (Naturvårdsverket 2015), ett beting som enligt preliminära uppskattningar har minskat till cirka 420 ton fosfor och 1 700 ton kväve efter hänsyn till utförda åtgärder (Baltic Nest Institute 2017).

Tabell 16. Åtgärdsbehov fördelat på vattendistrikt

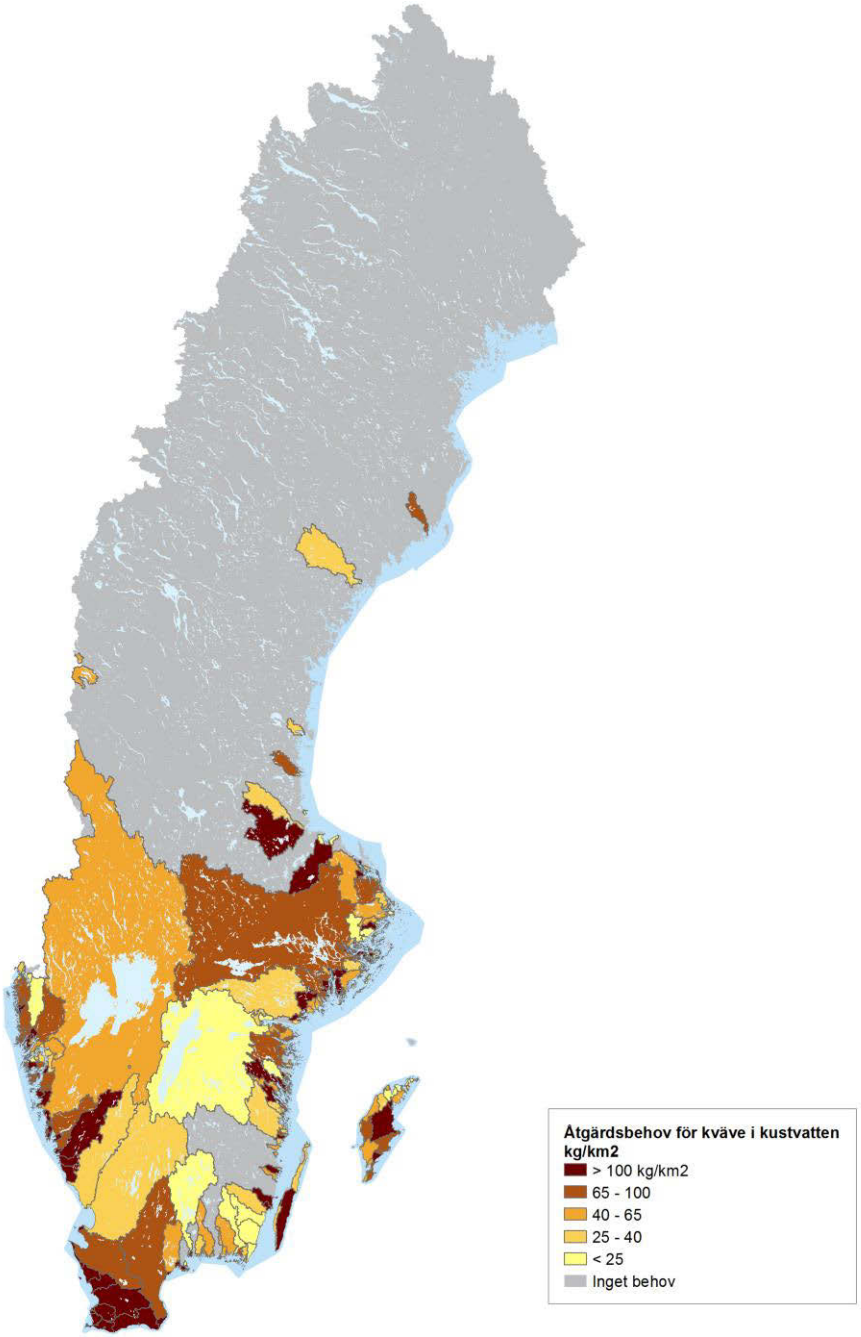
	Åtgärdsbehov fosfor (ton per år)		**Åtgärdsbehov kväve (ton per år)**
Myndighet	Sjöar och vattendrag	kustvatten	kustvatten
Bottenviken	27	14	39
Bottenhavet	17	64	600
Norra Östersjön	162	91	2 777
Södra Östersjön	192	223	3 143
Västerhavet	271	104	7 161
Totalsumma	**670**	**497**	**13 720**



Figur 7. Åtgärdsbehov för fosfor i sjöar och vattendrag.



Figur 8. Åtgärdsbehov för fosfor i kustvatten fördelat på de landområden som avvattnar till kustvattenförekomster med åtgärdsbehov.



Figur 9. Åtgärdsbehov för kväve i kustvatten fördelat på de landområden som avvattnar till kustvattenförekomster med åtgärdsbehov.

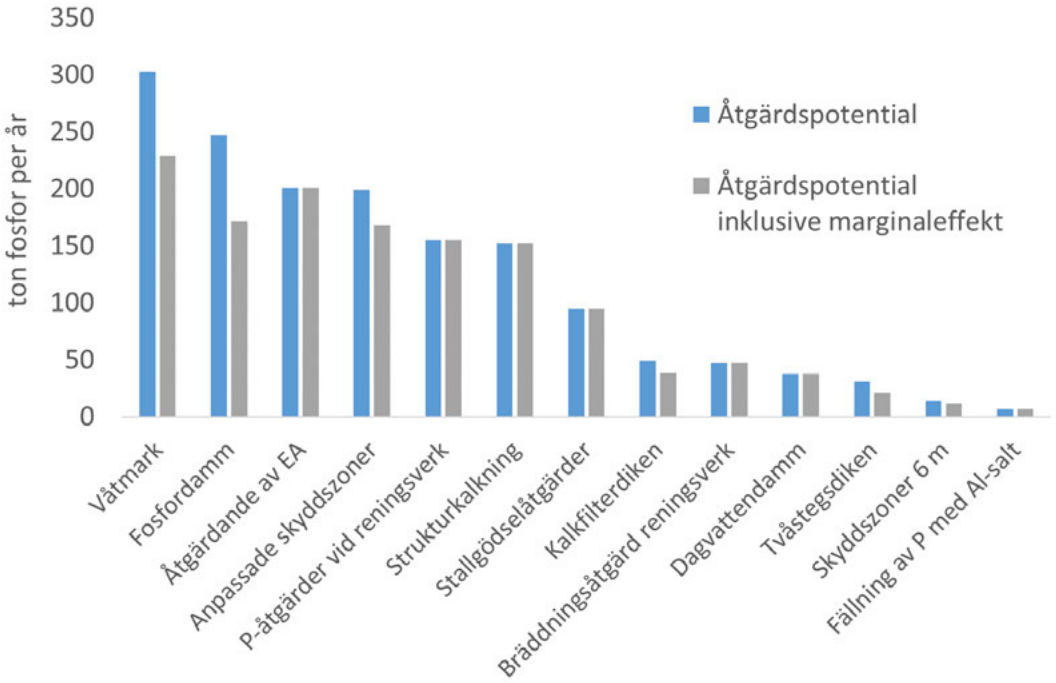
Åtgärdspotential

För åtgärder relaterat till jordbruksmark och enskilda avlopp finns kartor i bilaga 4 som visar, per lokalt avrinningsområde, reduktionspotentialen för fosfor. För vissa åtgärder är det tydligt att åtgärdernas reduktionspotential har en stor variation mellan olika områden. För till exempel strukturkalkning (figur B1) beror skillnaderna framför allt på var det finns mest andel lerjordar i kombination med var den specifika belastningen från dessa jordar är högst. För anpassade skyddszoner (figur B2) betyder mängden som förloras via ytavrinning mest. Förluster via ytavrinning beror på flera faktorer så som klimat, jordart, vilka grödor som odlas (vall minskar ytavrinningen jämfört med ettåriga grödor som spannmål och potatis), hur mycket fosfor som finns i marken och markens lutning.

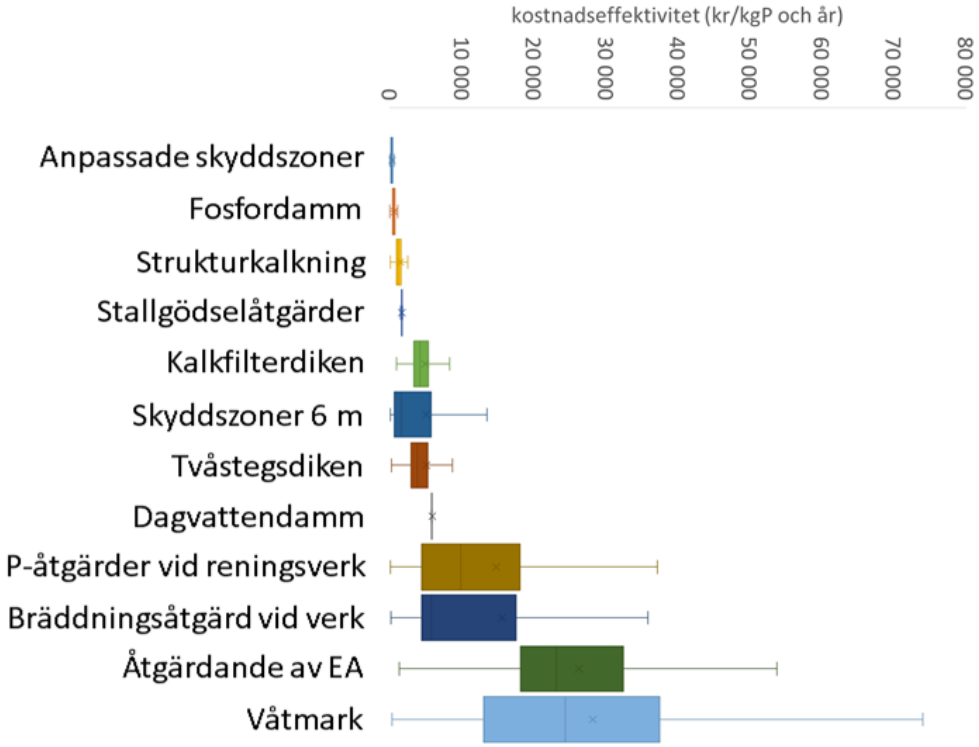
Av Figur 10 framgår den totala reduktionspotentialen för fosfor per åtgärd. Den totala reduktionspotentialen efter avdrag av marginaleffekt är ca 1 300 ton fosfor för de analyserade åtgärderna. Det finns en stor potential att genomföra åtgärder framför allt inom jordbrukssektorn, som står för mer än 60 procent av reduktionspotentialen. Potentialen är även stor för avloppsreningsverk och för enskilda avlopp vilka står för ca 15 procent vardera av den totala reduktionspotentialen.

Figur 11visar alla åtgärder för hela landet rangordnade enligt genomsnittlig kostnadseffektivitet för att minska fosforutsläppen. Noterbart är att flera av jordbruksåtgärderna tillhör de mest kostnadseffektiva. Om man undantar åtgärden ”fällning av fosfor med aluminiumsalter” vars fulla potential inte har varit möjlig att bedöma, kan de fem mest kostnadseffektiva åtgärderna samt rening av enskilda avlopp till normal skyddsnivå tillsammans nå en reduktionspotential på mellan 800 och 900 ton beroende på marginaleffektens omfattning.

Kostnadseffektiviteten i Figur 11 representerar endast totalfosfor på årsbasis. Flera av de analyserade åtgärderna har flera positiva effekter, till exempel rening av kväve, ökad biologisk mångfald, minskat läckage av bekämpningsmedelsrester och minskad risk för smittspridning. Om till exempel biologisk mångfald och kväverening kan påföras 40 procent av kostnaden för våtmarker så ökar deras kostnadseffektivitet väsentligt med avseende på fosforrening. Genomsnittet skulle då ändras från 28 000 kronor till 17 000 kronor per kg reducerat fosfor och år.
Att våtmarker har sämst genomsnittlig kostnadseffektivitet är en följd av att vi antagit ett relativt stort åtgärdsutrymme vilket innefattar områden med sämre kostnadseffektivitet. Som framgår av Figur 11 så är spridningen i kostnadseffektivitet mycket stor och det finns alltså även en stor mängd mycket kostnadseffektiva våtmarker enligt våra analyser.
Kostnaden för att åtgärda enskilda avlopp är relativt hög. Eftersom dessa kan stå för en betydande del av utsläppen av biotillgängligt fosfor sommartid är det emellertid troligt att påverkan från enskilda avlopp i högre grad avspeglas i den ekologiska statusen. Den totala kostnadseffektiviteten för att åtgärda enskilda avlopp är såldes betydligt mer fördelaktig än vad som framgår av att enbart analysera totalfosfor på årsbasis.



Figur 10. Summerad bruttopotential av de analyserade åtgärderna redovisat per åtgärd jämfört med potentialen efter att den justerats för den marginaleffekt som uppstår om samtliga åtgärder genomförs.



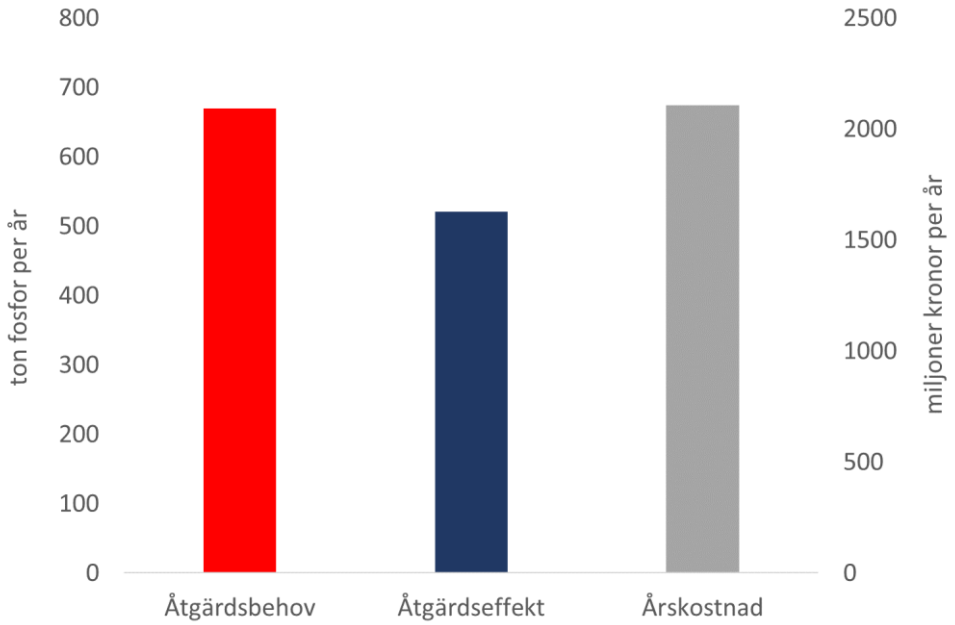
Figur 11. Åtgärdernas kostnadseffektivitet (bruttoeffekt utan marginaleffekt eller eventuell retention). Åtgärderna är sorterade efter medel-kostnadseffektivitet (markerat med X i figuren). Lådornas nedre gräns markerar 25-percentilen, strecket mitt i lådorna är medianen och den övre gränsen 75-percentilen. Morrhåren visar max och minimivärden. För att öka tydligheten är extremvärden inte medtagna i figuren.

Prioriterade åtgärder för god ekologisk status

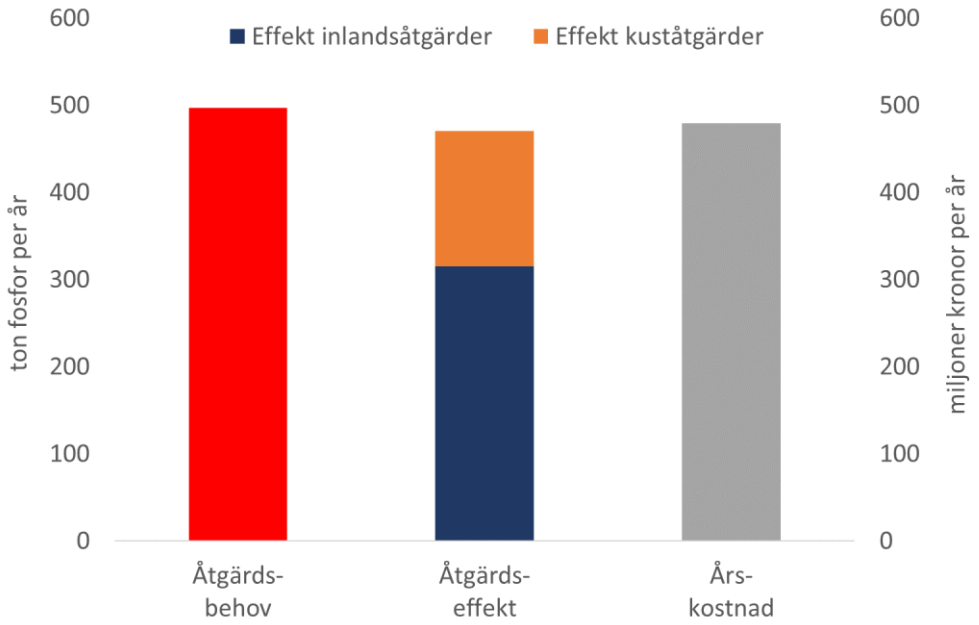
Potentialen för de åtgärder som analyserats överstiger det nationella åtgärdsbehovet för fosfor i sjöar och vattendrag. Den geografiska fördelningen av potentiella åtgärder matchar dock inte fullt ut åtgärdsbehovens fördelning mellan olika vattenförekomster. Resultatet av att prioritera möjliga åtgärder mot åtgärdsbehovet i respektive vattenförekomst visar dock att åtgärderna nästan räcker för att nå målet god ekologisk status med avseende på fosfor i inlands- och kustvatten men inte med avseende på kväve i kustvatten. Reduktionspotentialer, per vattenförekomst, för de prioriterade åtgärderna redovisas i kartform i bilaga 5. För sjöar och vattendrag så räcker åtgärderna till drygt 500 av åtgärdsbehovet på knappt 700 ton fosfor per år (Figur 12). Sett till antalet inlandsvattenförekomster skulle nästan 70 procent kunna uppnå god ekologisk status. Detta betyder nödvändigtvis inte att det är omöjligt att nå målet god ekologisk status i alla vattenförekomster. Att reduktionspotentialen inte motsvarar behoven beror dels på att vi inte analyserat alla möjliga åtgärder. För vissa påverkanskällor som till exempel internbelastning och hästgårdar så har vi inte tillräcklig kunskap om påverkans utbredning och omfattning och för källor som dagvatten behövs ytterligare ansträngningar för att bedöma åtgärdspotential och kostnader för möjliga åtgärder. Det finns dessutom stora osäkerheter i uppskattningar av både åtgärdsbehov och reduktionspotentialer.

Åtgärdsbehovet för fosfor i kustvatten verkar däremot i princip möjligt att uppnå. Bara genom att utföra åtgärderna för sjöar och vattendrag fullt ut kommer även en belastningsminskning som motsvarar över hälften av åtgärdsbehovet för kustvatten att åstadkommas (Figur 13). Sett till antalet kustvattenförekomster är det dock bara cirka 40 procent som bedöms kunna uppnå god ekologisk status med avseende på fosfor.

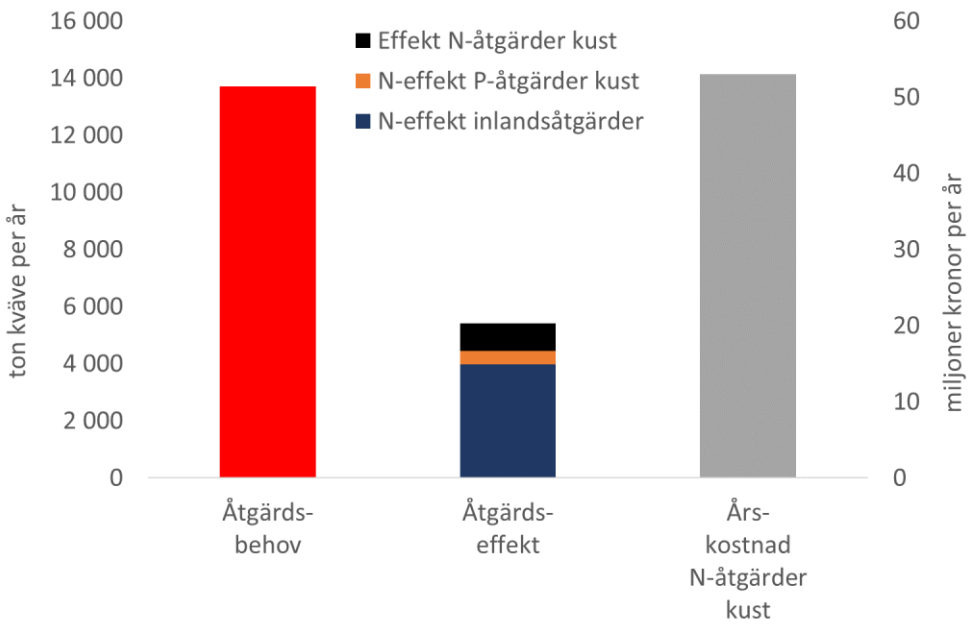
Åtgärdsbehovet för kväve på kusten är mycket högt och de prioriterade åtgärderna motsvarar endast cirka en tredjedel av behovet (Figur 14). Endast cirka 10 procent av vattenförekomsterna bedöms uppnå god ekologisk status. Att reduktionspotentialen för kväve i kustvatten är så mycket mindre än åtgärdsbehovet beror till stor del på att osäkerheter i bedömningsgrunderna för näringsämnen på kusten lett till att vi inte prioriterat alla möjliga åtgärder (Se metodkapitel ”prioritering av åtgärder för god ekologisk status”).



Figur 12. Åtgärdsbehov för sjöar och vattendrag, effekt av möjliga prioriterade åtgärder för att nå god ekologisk status samt kostnad per år för åtgärderna.



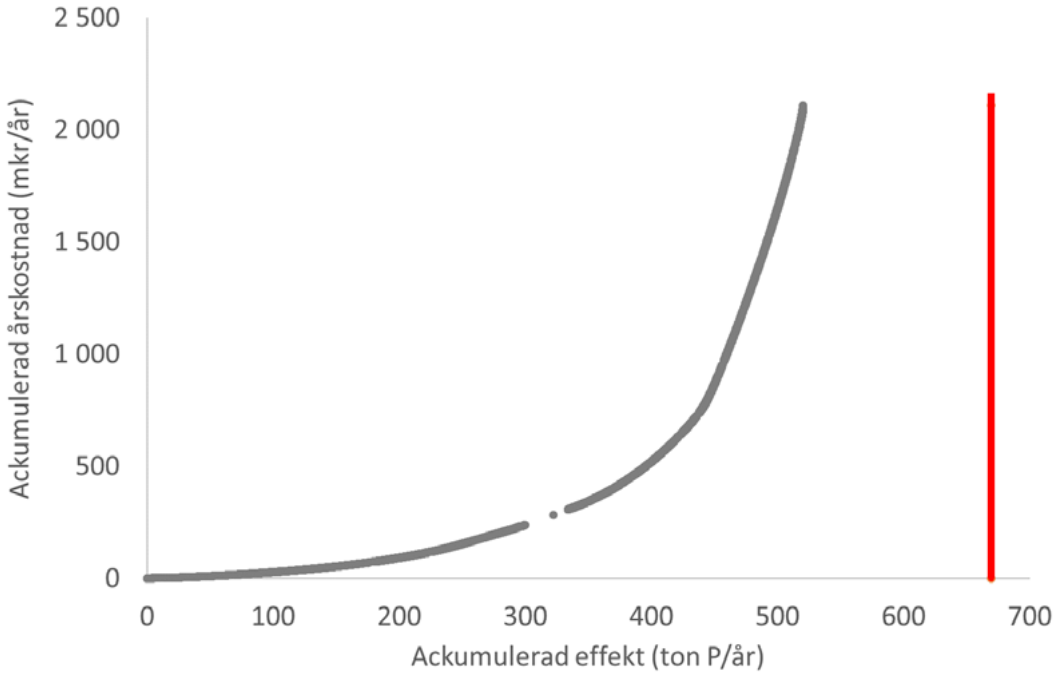
Figur 13. Åtgärdsbehov med avseende på fosfor för kustvatten, effekt på kustvattnen om alla åtgärder för att nå god ekologisk status i inlandsvattnen utförs (retention till kusten är medräknad), effekt av möjliga prioriterade åtgärder för att nå god ekologisk status med avseende på fosfor samt kostnad per år för kuståtgärderna. Kostnaden för inlandsvattensåtgärderna redovisas i Figur 12.



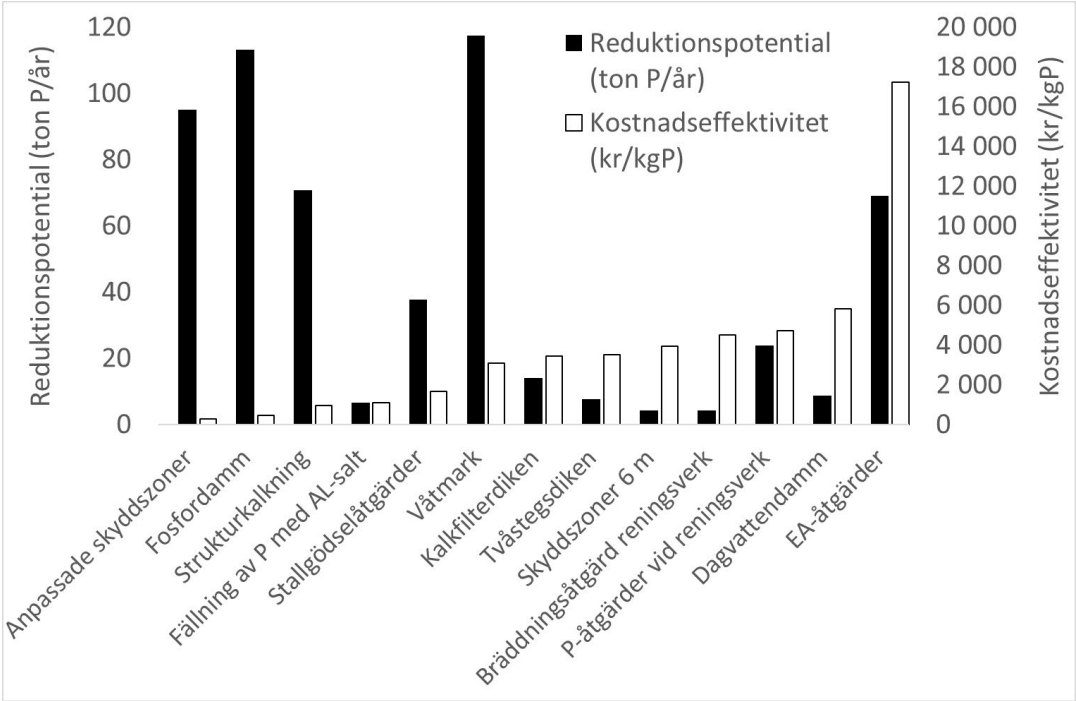
Figur 14. Åtgärdsbehov med avseende på kväve för kustvatten, effekt på kväve i kustvattnen om alla åtgärder för att nå god ekologisk status i inlandsvattnen utförs (retention till kusten är medräknad), effekt på kväve i kustvatten om alla åtgärder för fosfor i kustvatten utförs, effekt av möjliga prioriterade åtgärder för att nå god ekologisk status med avseende på kväve samt kostnad per år för renodlade kväveåtgärder på kusten. Kostnaden för inlandsvattensåtgärderna redovisas i Figur 12 och kostnaderna för fosforåtgärder för kustvatten redovisas i Figur 13.

Det är alltså fullt möjligt, åtminstone vad gäller fosfor, att i hög grad nå målet god ekologisk status. Det är dock inte tekniskt möjligt att inom en vattencykel genomföra samtliga åtgärder och det skulle kosta samhället ca 2,6 miljarder kronor per år. Ett viktigt resultat av åtgärdsanalysen är dock att flera av de åtgärder som har störst reduktionspotential även är de som är mest kostnadseffektiva. Som framgår av Figur 15 kan en stor del av behovet åtgärdas till en relativt låg kostnad om man kan utföra de mest kostnadseffektiva åtgärderna.

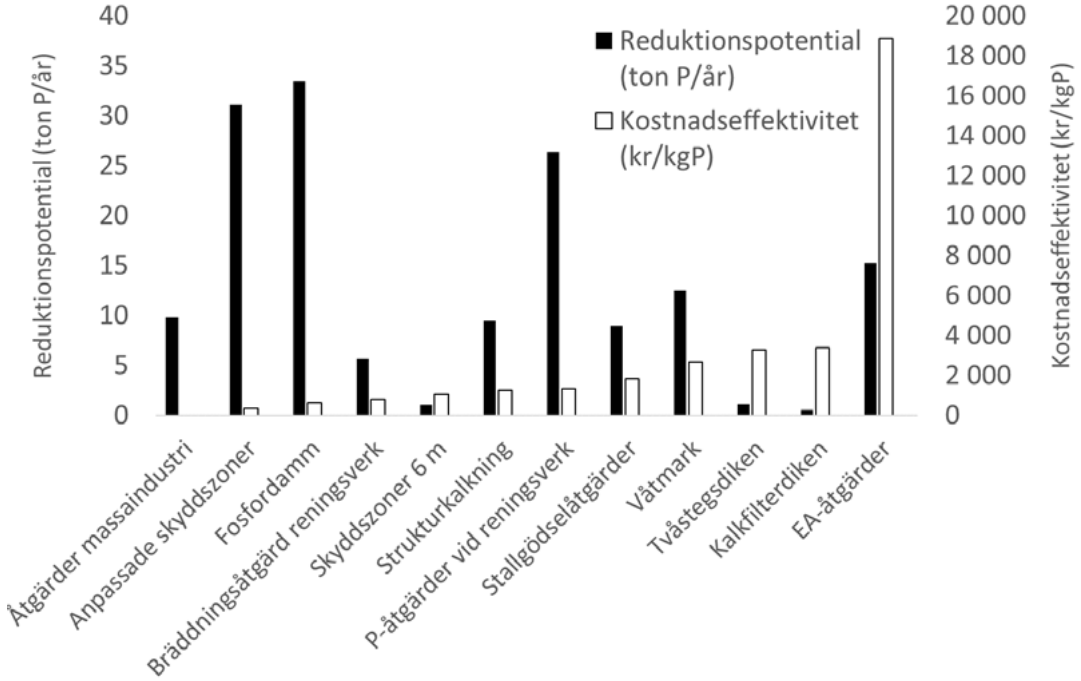
Av de prioriterade åtgärderna för inlandsvatten utgör de tre mest kostnadseffektiva (anpassade skyddszoner, fosfordammar och strukturkalkning) nästan hälften av den totala reduktionspotentialen (Figur 16). På samma sätt utgör de två mest kostnadseffektiva åtgärderna för kustvatten med avseende på fosfor nästan hälften av den prioriterade reduktionspotentialen (Figur 17). Det finns alltså ett antal åtgärder, främst åtgärder riktade mot påverkan från jordbruket, som har stor potential att för rimliga kostnader kunna minska övergödningen. Det borde därför vara av vikt att se till att det finns styrmedel som leder till att dessa åtgärder utförs i större utsträckning. Det borde också vara prioriterat att via övervakning och forskning förbättra kunskapen om vilka faktorer som styr effektiviteten för dessa åtgärder. Den åtgärd som både för inlandsvatten och kust har sämst kostnadseffektivitet och som också står för majoriteten av de totala kostnaderna för de fysiska åtgärderna är åtgärder riktade mot enskilda avlopp (Figur 18). Det bör då åter påpekas att den totala kostnadseffektiviteten för att åtgärda enskilda avlopp är betydligt högre än vad som framgår av att enbart analysera totalfosfor på årsbasis och att det är en åtgärd som har fler nyttor (se kapitlet ”Åtgärdspotential”). Just eftersom kostnaderna för enskilda avlopp är så höga kan det även vara motiverat att prioritera ökad kunskap om dessa. I vissa områden är det omöjligt att nå reduktionsmålen utan att åtgärda de enskilda avloppen medan det i andra områden skulle kunna vara en mindre prioriterad åtgärd.



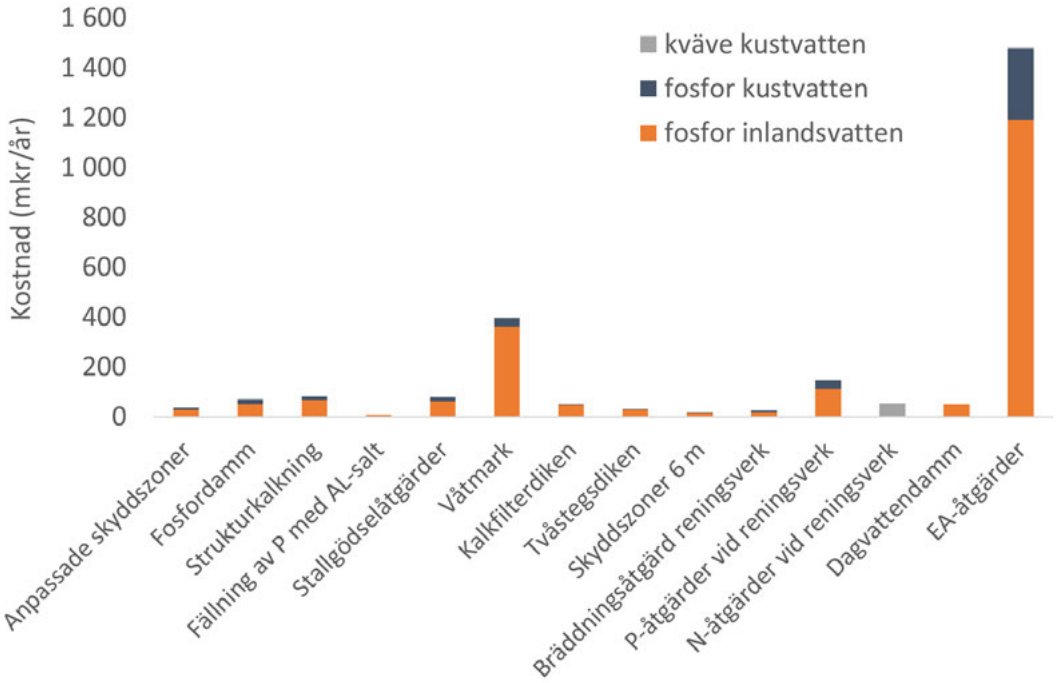
Figur 15. Ackumulerad effekt och kostnad av samtliga åtgärder för god ekologisk status för sjöar och vattendrag efter att de har sorterats i kostnadseffektivitetsordning. Den röda lodräta linjen indikerar åtgärdsbehovet för god ekologisk status.



Figur 16. Reduktionspotential inklusive marginaleffekt för de prioriterade åtgärderna för god ekologisk status i inlandsvatten samt medel av kostnadseffektiviteten för respektive åtgärdskategori.



Figur 17. Reduktionspotential inklusive marginaleffekt och retention till kusten för de prioriterade åtgärderna för god ekologisk status i kustvatten samt medel av kostnadseffektiviteten för respektive åtgärdskategori. Ingen kostnad har beräknats för åtgärder i massaindustrin.



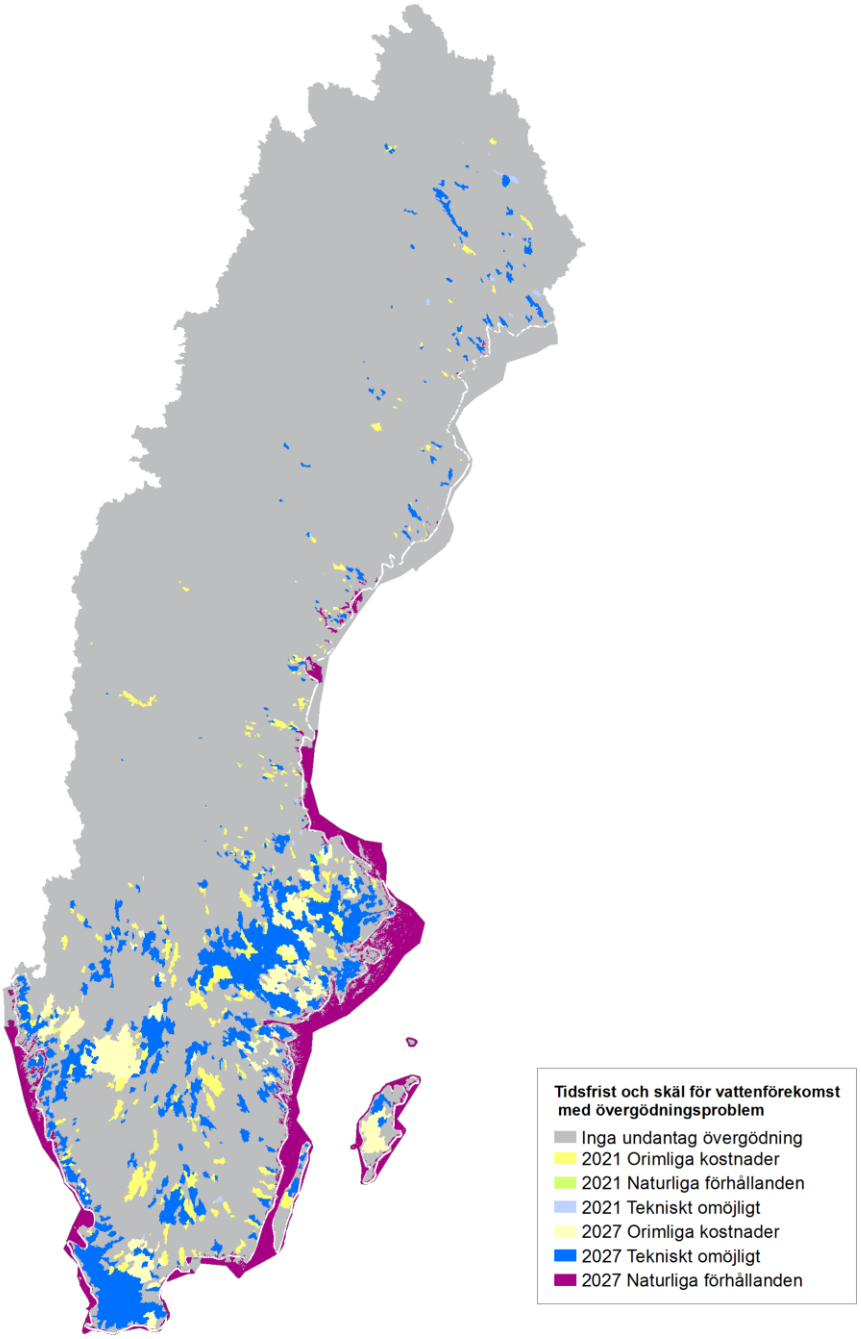
Figur 18. Jämförelse av årskostnad (miljoner kronor per år) för de analyserade åtgärderna. Kostnaderna är uppdelade på åtgärder för god ekologisk status i inlandsvatten och god ekologisk status med avseende på fosfor respektive kväve i kustvatten.

Tidsundantag från miljökvalitetsnormen god ekologisk status 2015

Fördelning av undantag med tidsfrist till 2021 respektive 2027 för de olika skälen tekniskt omöjligt, orimliga kostnader samt naturliga förhållanden framgår av Tabell 17. För sjöar och vattendrag fördelas majoriteten av undantagen mellan tekniskt omöjligt och orimliga kostnader. Cirka 75 procent av sjöarna och vattendragen får MKN med tidsfrist till 2027. För kustvatten fördelas majoriteten av undantagen till naturliga förhållanden med tidsfrist till 2027 (> 90 procent). Den geografiska fördelningen framgår av Figur 19. Om åtgärdsprogrammet genomförs bedöms ca 450 vattenförekomster kunna nå god ekologisk status med avseende på övergödning.

Tabell 17. Fördelning av undantag med tidsfrist 2021 respektive 2027 och skälen tekniskt omöjligt, orimliga kostnader respektive naturliga förhållanden för vattenförekomster med övergödningsproblem

	Sjöar och vattendrag		*Kustvatten*	
Skäl	**2021**	**2027**	**2021**	**2027**
Tekniskt omöjligt	39	1074	1	17
Orimliga kostnader	427	259	22	0
Naturliga förhållanden	4	0	0	475
Totalt	*470*	*1333*	*23*	*492*

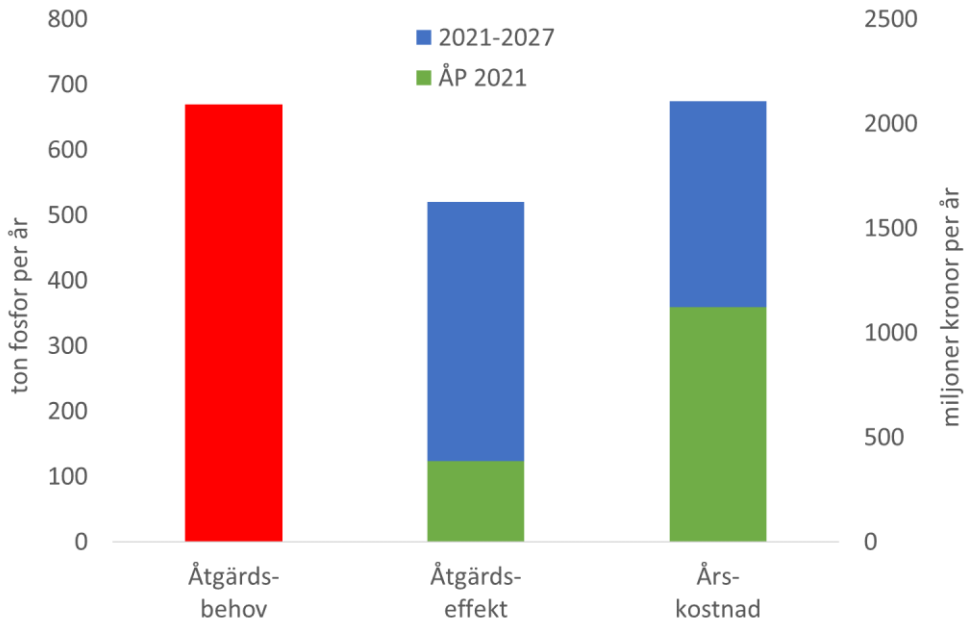


Figur 19. Miljökvalitetsnormer för vattenförekomster med övergödningsproblem.

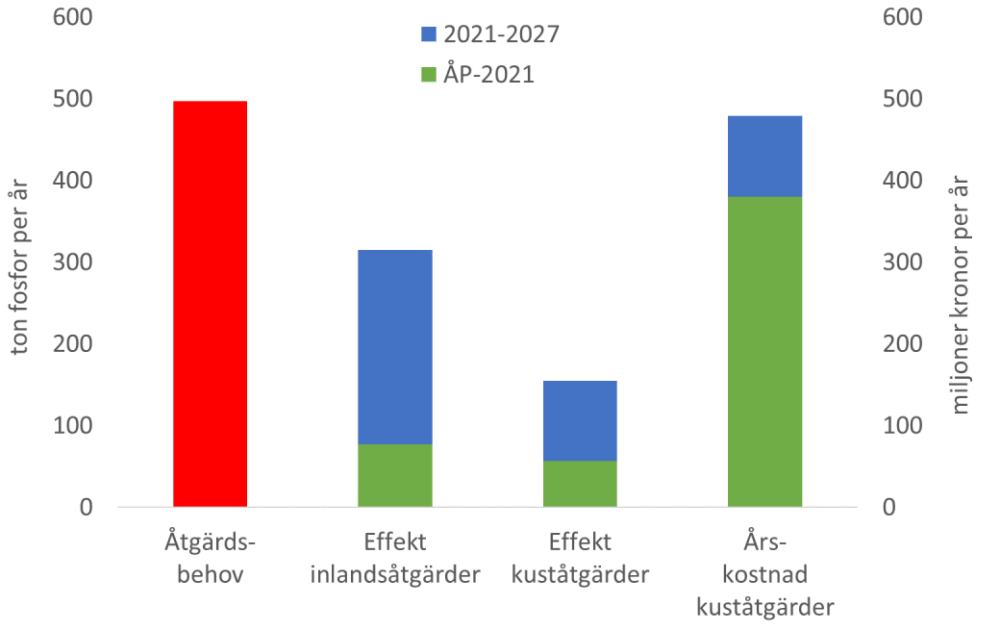
Åtgärdseffekt och kostnad efter undantag.

Tillämpningen av tidsundantag från miljökvalitetsnormerna resulterade i att en stor andel av de prioriterade åtgärderna förflyttas till nästa förvaltningscykel (2021-2027). Vilket, för sjöar och vattendrag, innebär att effekten av de åtgärder som teoretiskt kan följa av nuvarande åtgärdsprogram (2016-2021) endast uppfyller 100 ton av det årliga åtgärdsbehovet på knappt 700 ton fosfor (Figur 20). För kusten reduceras endast 130 ton fosfor och 1 300 ton kväve jämfört med de årliga åtgärdsbehoven på cirka 500 ton fosfor respektive 14 000 ton kväve (Figur 21 respektive Figur 22). För sjöar och vattendrag motsvarar reduktionen knappt en tredjedel av den effekt som skulle kunna fås av de prioriterade åtgärderna innan tidsundantag.

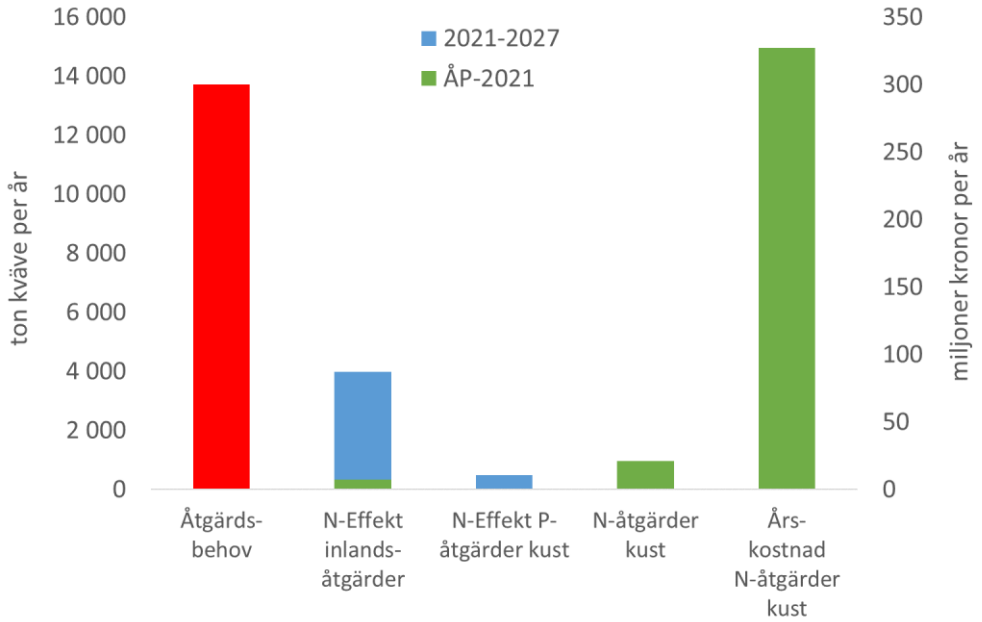
Kostnaderna sjunker dock endast till hälften (Figur 20). Motsvarande sker även för kusten, reduktionen av fosfor och kväve blir mycket lägre medan kostnaderna endast sjunker marginellt (Figur 21 & Figur 22). Som en jämförelse så är den genomsnittliga kostnadseffektiviteten för en åtgärd fram till 2021 ca 9 000 kr per kg reducerat fosfor medan motsvarande siffra för de åtgärder som skjuts på framtiden är ca 2 500 kr per kg fosfor. Detta tyder på att de styrmedel som finns idag inte leder till att de mest kostnadseffektiva åtgärderna utförs. Framförallt är det relativt billiga åtgärder på jordbruksmark som idag inte kommer till stånd på grund av avsaknad av styrmedel, men även existerande styrmedel så som landsbygdsprogrammet behöver förbättras så att åtgärder på jordbruksmark utförs där kostnadseffektiviteten är som högst. Utfallet av tidsundantag fördelat på åtgärdskategoriernas kostnad och effekt sammanfattas per distrikt i form av åtgärdstrappor för sjöar och vattendrag i Figur 23 till Figur 27.



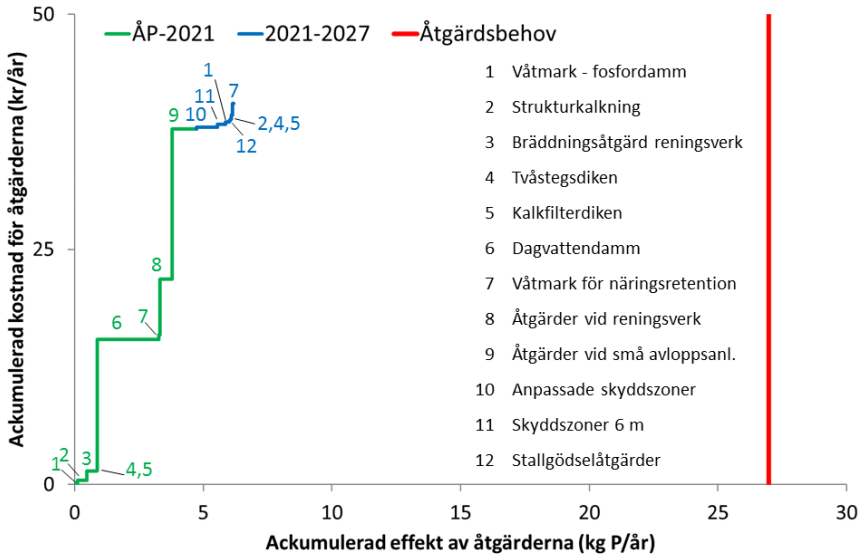
Figur 20. Åtgärdsbehov för sjöar och vattendrag, effekt av åtgärder som följd av åtgärdsprogram 2016-2021, effekt av de möjliga prioriterade åtgärder för att nå god ekologisk status som skjutits till cykeln 2021-2027 samt kostnad per år för åtgärderna.



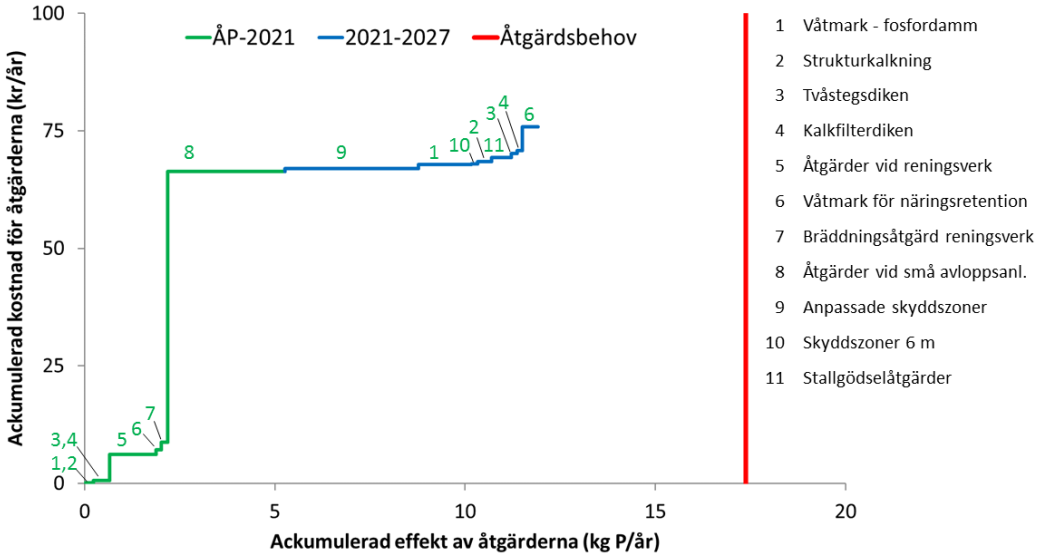
Figur 21. Åtgärdsbehov med avseende på fosfor för kustvatten, effekt på kustvattnen om inlandsåtgärder i ÅP 2016-2021 genomförs, effekt på kusten om inlandsåtgärder med tidsundantag till 2027 genomförs (retention till kusten är medräknad för inlandsåtgärderna), effekt om fosforåtgärder för kusten i ÅP 2016-2021 genomförs, effekt om fosforåtgärder med tidsundantag till 2027 genomförs, samt kostnad per år för kuståtgärderna för fosfor.



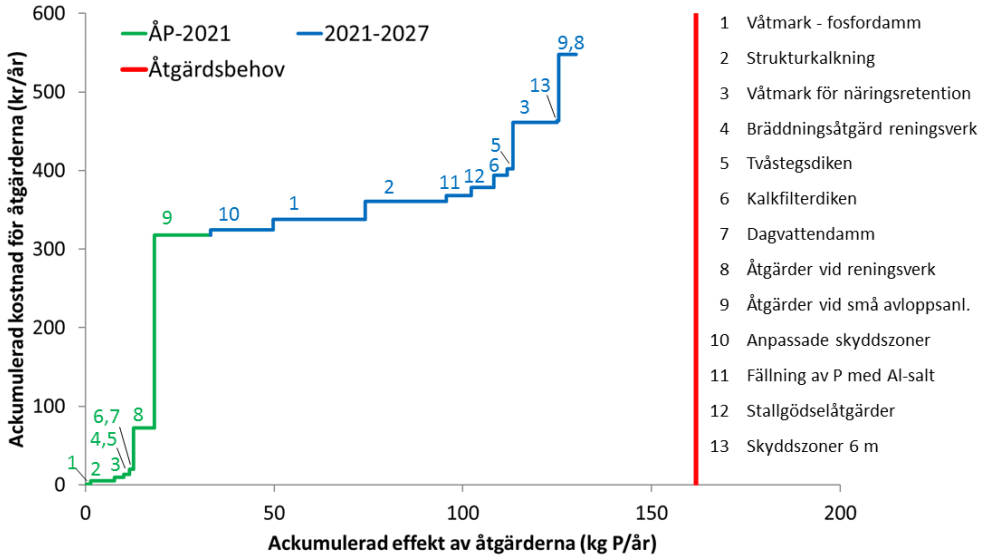
Figur 22. Åtgärdsbehov med avseende på kväve för kustvatten. Effekt på kväve i kustvattnen om alla åtgärder i inlandsvattnen utförs uppdelat på åtgärder som följd av ÅP 2016-2021 och åtgärder med tidsundantag till 2027 (retention till kusten är medräknad för inlandsåtgärderna). Effekt på kväve i kustvatten om alla åtgärder för fosfor i kustvatten utförs uppdelat på åtgärder som följd av ÅP 2016-2021 och åtgärder med tidsundantag till 2027 (effekten av åtgärder i ÅP är så liten att den inte syns i figuren; 13 ton). Effekt av kväveåtgärder som följd av ÅP 2016-2021. Kostnad per år för renodlade kväveåtgärder på kusten.



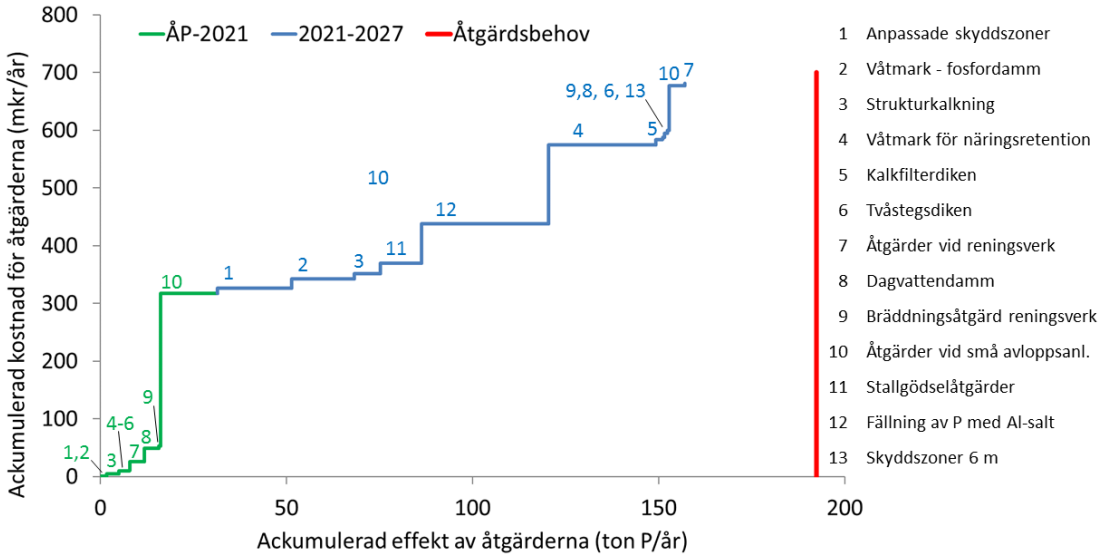
Figur 23. Kostnadseffektivitetsstege för åtgärder för sjöar och vattendrag i Bottenvikens vattendistrikt om åtgärdsprogrammet 2016-2021 genomförs (i grönt), och för åtgärder som skjuts till nästa åtgärdsprogram (i blått) i relation till åtgärdsbehovet (röd linje). Åtgärderna sorterades först i kostnadseffektivitetsordning varpå ackumulerad effekt och kostnad beräknades.



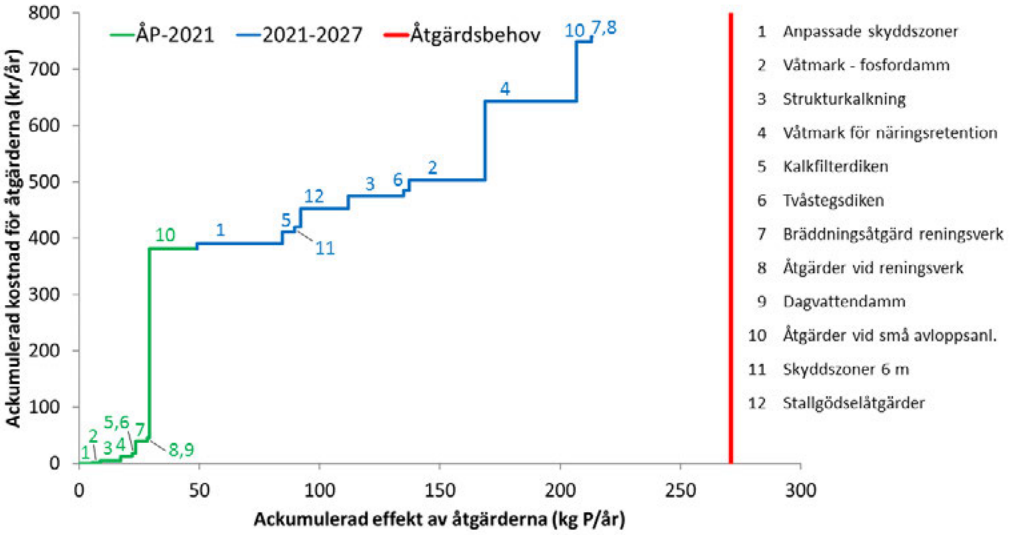
Figur 24. Kostnadseffektivitetsstege för åtgärder för sjöar och vattendrag i Bottenhavets vattendistrikt om åtgärdsprogrammet 2016-2021 genomförs (i grönt), och för åtgärder som skjuts till nästa åtgärdsprogram (i blått) i relation till åtgärdsbehovet (röd linje). Åtgärderna sorterades först i kostnadseffektivitetsordning varpå ackumulerad effekt och kostnad beräknades.



Figur 25. Kostnadseffektivitetsstege för åtgärder för sjöar och vattendrag i norra Östersjöns vattendistrikt om åtgärdsprogrammet 2016-2021 genomförs (i grönt), och för åtgärder som skjuts till nästa åtgärdsprogram (i blått) i relation till åtgärdsbehovet (röd linje). Åtgärderna sorterades först i kostnadseffektivitetsordning varpå ackumulerad effekt och kostnad beräknades.



Figur 26. Kostnadseffektivitetsstege för åtgärder för sjöar och vattendrag i södra Östersjöns vattendistrikt om åtgärdsprogrammet 2016-2021 genomförs (i grönt), och för åtgärder som skjuts till nästa åtgärdsprogram (i blått) i relation till åtgärdsbehovet (röd linje). Åtgärderna sorterades först i kostnadseffektivitetsordning varpå ackumulerad effekt och kostnad beräknades.



Figur 27. Kostnadseffektivitetsstege för åtgärder för sjöar och vattendrag i Västerhavets vattendistrikt om åtgärdsprogrammet 2016-2021 genomförs (i grönt), och för åtgärder som skjuts till nästa åtgärdsprogram (i blått) i relation till åtgärdsbehovet (röd linje). Åtgärderna sorterades först i kostnadseffektivitetsordning varpå ackumulerad effekt och kostnad beräknades.

Referenser

Baltic Nest Institute. 2017. Uppskattning av tillförsel av kväve och fosfor till Östersjön åren 2012-2014 (internt arbetsmaterial).

Berglund, K. och J. Blomquist, 2002. Effekter av strukturkalkning på skörd och markstruktur. Resultat från försök i sockerbetor och stråsäd. Slutrapport från långliggande fältförsök. Inst för mark och miljö, SLU.

Brandt M., Ejhed H. och L. Rapp, 2008. Näringsbelastning på Östesjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation. Rapport 5815. Naturvårdsverket.

Braskerud B.C., 2001. Sedimentation in small constructed wetlands. Doctor Scientarum Theses 2001:10. NLH, Norge.

Bång M., Carlsson-Ross C., Börling K., Wallentin J., Karlsson L., Larsson M. och F. Fredriksson, 2012. Jordbruket och vattenkvaliteten. Kunskapsunderlag om åtgärder. Rapport 2012:22, Jordbruksverket.

Djodjic F. och K. Kyllmar, 2011. Spridning av stallgödsel på åkermark. Rapport 2011:22. Inst. för vatten och miljö, SLU.

Ejhed H., Olshammar M., Brånvall G., Gerner A., Bergström J., Johnsson H., Blombäck K., Nisell J., Gustavsson H., Persson G. och G. Alavi, 2011. Beräkning av kväve- och fosforbelastnigen på vatten och hav för uppföljning av miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. SMED Rapport Nr 56.

Ek M., Olshammar M. och R. Bergström, 2009. Utsläpp av kväve och fosfor till Östersjön. Kostnader för ytterligare minskning från kommunala avloppsreningsverk. Rapport U2528. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Europeiska kommissionen, 2009. WFD Guidance Documents. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 20.

EUT, 2014. Europiska unionens officiella tidning C(2014) 6750

Falk Ögaard A., Grønsten H., Sveistrup T., Bøen A., Kværnø S. och T.K. Haraldsen, 2008. Potensielle miljøeffekter av å tilføre avløpsslam til jordbruksarealer Resultater fra to feltforsøk i korn, 1.forsøksår 2007. Bioforsk Rapport. Vol. 3 Nr.59

Geranmayeh, P och Aronsson, H. 2015. Fosforförluster från jordbruksmark - bakomliggande orsaker och effektiva motåtgärder. Rapport, Stiftelsen Lantbruksforskning.

Hansson M., Bäck Ö. och L. Frykberg, 2013. Uppdatering av referensvärden för näringsämnen i kustvatten, datafångst och parameterklassning (fys-kem, växtplankton) enligt vattendirektivet. SMHI, Dnr 2103/494/107.

Havs och Vattenmyndigheten, 2013a. Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar. Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp. Havs och Vattenmyndighetens rapportering 2013-09-13.

Havs och Vattenmyndigheten, 2013b. Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar. Konsekvensanalyser av nya styrmedel för små avloppsanläggningar. Havs och Vattenmyndighetens rapportering 2013-09-13.

Huser, B., Löfgren S. och Markensten H. 2016. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Sveriges Lantbruksuniversitets rapport 2016:6.

Johannesson K.M., 2011. Analysis of phosphorus retention variations in constructed wetlands receiving variable loads from arable land. Thesis No 1482, Dept of Physics, Chemistry and Biology. Linköpings Universitet. http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:577085/FULLTEXT01.pdf

Johnsson H., Larsson M., Lindsjö A., Mårtensson K., Persson K. och G. Torstensson, 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Rapport 5823, Naturvårdsverket.

Jordbruksverket, 2013a. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2014. Jordbruksinformation 11 – 2013.

Jordbruksverket, 2013b. Tvåstegsdiken – ett steg i rätt riktning?. Rapport 2013:15, Jordbruksverket.

Jordbruksverket, 2015. Sammanställning av länens regionala handlingsplaner (internt arbetsmaterial).

Jordbruksverket, 2015b. Fördelning av budget för investeringsstöd i syfte att främja jordbrukets konkurrenskraft och strukturförändring inom landsbygdsprogrammet 2014-2020. Dnr 3.2.17-37554/14

Kynkäänniemi P., Ulén B., Torstensson G. och K.S. Tonderski, 2013. Phosphorus Retention in a Newly Constructed Wetland. Journal of Environmental Quality. 42:596-605.

Larsson M. och M. Gyllström, 2013. Åtgärder för god ekologisk status i ett jordbruksdominerat avrinningsområde. Exemplet Lillån. Rapport 2013:16. Länsstyrelsen Västmanland.

Larsson P., Persson K., Johnsson H., Markensten H. och D. Collentine, 2013. FyrisSKZ – en nationell webbaserad databas för skyddszoners effekt och kostnad – teknisk beskrivning. Preliminär version 2013-09-13. Inst f Mark och miljö, SLU.

Lindström J. och B. Ulén, 2003. Effekt av kalk i täckdikesåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark. Rapport från Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst för Mark och Miljö, Uppsala.

Lindström J. och Ulén, B. 2011. http://194.47.52.113/janlars/partnerskapAlnarp/ekonf/20111206/26_Linstrom_Ulen.pdf

Mattson, L., 2001. Växtnäringsförsök 2000. Skörderesultat med växt- och jordanalyser. Skördar, pH och P-AL i kalk/fosforförsöken på Lanna. Rapport specialnr 11., Inst. för markvetenskap, Avd för växtnäringslära. SLU.

Miljö- och energidepartementet, 2016. Prövning av vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram för 2015-2021 enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Regeringsbeslut 1:9. Miljö- och energidepartementet, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2006. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten. Naturvårdsverkets Författningssamling 2006:7.

Naturvårdsverket, 2007a. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bilaga A till handbok 2007:4. Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2007b. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till handbok 2007:4. Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Kinell, G., Söderqvist T. och Hasselström, L. Rapport 6322.

Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för ökad rening vid kommunala reningsverk. Genomförande av aktionsplanen för Östersjön och miljökvalitetsnormer för kväve och fosfor. Rapport 6521, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2015. Mål i sikte Analys och bedömning av de 16 miljökvalitetsmålen i fördjupad utvärdering. Rapport 6662.

Saulys V. och N. Bastiene, 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. Ekologija. 54: 1, 22-28.

Siman G. 1997. Resultat från långliggande kalkningsförsök. Växteko Nr 48. Inst för markvetenskap, SLU.

SMED, 2011a. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED rapport nr 44.

SMED, 2011b. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på vatten och hav för uppföljning av miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. SMED rapport nr 56.

SMHI, 2014. S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige. http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560

Stjernman Forsberg L., Kyllmar K., Andersson S., Ulén B., Djodjic F., Gustafsson J. och J. Malgeryd. 2013. Halving of P losses after implementation of mitigation measures in a small agricultural

catchment in Sweden. Sid 67 i http://www-conference.slu.se/ipw7/IPW7_abstract_book_130911.pdf

Ulén B., Etana A. och A. Svanbäck, 2011. Lägesrapport: Längre tids effekt med reducerad jordbearbetning, radmyllning av fosforgödsel och strukturkalkning på fosforförluster via dränering. Inst för Mark och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Ulén B., Alex G., Kreuger J., Svanbäck A. och A. Etana, 2012. Particulate-facilitated leaching of glyphosate and phosphorus from a marine clay soil via tile drains. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, 62:241-251.

Uusi-Kämppä J., Braskerud B., Jansson H., Syveresen N. och R. Uusitalo, 2000. Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus. Journal of environmental Quality, 29:151-158.

Weisner S. och G. Thiere 2010. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet. Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Rapport 2010:21. Jordbruksverket. http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra10_21.pdf

Weisner S., Johannesson K. och K. Tonderski, 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket. Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. Rapport 2015:7, Jordbruksverket. http://www2.jordbruksverket.se/download/18.704fc84714d2baac7efc9b0c/1431091028248/ra15_7.pdf

Bilagor

Bilaga 1. Metodbeskrivning för beräkning av mängd kväve och fosfor från lantbruksdjur per avrinningsområde

Grunddata

GIS-lager med avrinningsområden per vattenförekomst (VM_SUBaro_2012_2). Från lantbruksregistret (LBR) hämtades data över lantbruksföretag, deras djur och deras koordinater. Dessa data från 2010 var de aktuellt mest tillgängliga.

Beräkningsmetoden

Det första steget i beräkningen genomfördes i programmet ArcGIS. Varje avrinningsområde fick ett värde som visade hur många företag och hur många djur det fanns totalt av de olika slagen inom det. Ett antal företag hamnade då utanför avrinningsområdena, då de är belägna på öar i skärgården eller andra platser som inte täcktes av lagret med avrinningsområden. Dessa företag och deras djur är därför inte med i beräkningarna (Tabell B1).

Tabell B1. Antal företag, avrinningsområden och sekretess

	Antal	**Andel, %**
Företag		
Totalt	71 091	100,00
Utanför avrinningsområden	2 515	3,54
Sekretessbelagda	3 861	5,63
Återstående	64 715	91,03
Avrinningsområden		
Totalt	74 724	100,00
Sekretessbelagda	2 737	3,66
Återstående	71 987	96,34

Antalet djur av olika slag per område multiplicerades därefter med uppgifter för hur mycket kväve och fosfor varje djurslag släpper ut per år[3]. Eftersom kategorisering av djurslag inte helt överensstämmer med djurkategorierna i LBR genomfördes vissa justeringar (Tabell B2). Med dessa värden beräknade per avrinningsområde summerades sedan utsläppen av kväve och fosfor för varje område, oberoende av djurslag. Sedan räknades de om från kilo till ton per år.

[3] Jordbuksverket, 2013. Jordbruksinformation 12 – 2012: Riktlinjer för gödsling och kalkning 2013.

Tabell B2. Justeringar av djurkategorier och använda värden i beräkningarna

Djurslag	Justering för beräkning
Kvigor och stutar yngre än 1 år	Ingen justering av värden nödvändig
Kvigor och stutar mellan 1-2 år	Ingen justering av värden nödvändig
Tjurar äldre än 2 år	Värde saknas. Tilldelat samma värden som Betestjur 1-18 månader
Kvigor äldre än 2 år	Värde saknas. Tilldelat samma värden som ”Kviga/stut >1 år”
Mjölkkor	Tilldelades värdena för kor som producerar 8 000 kg mjölk/år
Övriga kor	Tilldelades genomsnittsvärden för alla ovanstående ko-kategorier
Får och getter	Slogs ihop och fick värdena för ”Får”, då det finns relativt få getter i Sverige
Kultingar under 20kg	Har ej tagits med i beräkningarna. Räknas istället under ”suggor”.
Suggor	Tabellens värde, som även inkluderar smågrisar, har använts för att kompensera att kultingar inte räknats med (se ovan)
Slaktsvin med mera (övriga grisar)	Ingen justering av värden nödvändig
Slaktkycklingar	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Värphöns	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Unghöns	Värdena har delats med 100, då de var för 100 djur
Hästar hos lantbruksföretag	Ingen justering. År 2010 beräknades det finnas ungefär 370 000 hästar totalt i Sverige. Majoriteten av dessa är inte medräknade, utan bara de cirka 116 000 stycken som finns hos lantbruksföretag. Med den nuvarande statistiken går det inte att säga något om de övriga hästarnas geografiska fördelning då den är osäker t.o.m. på länsnivå.

Sekretess

När det finns färre än tre företag per avrinningsområde kan data inte lämnas ut då det inte får vara möjligt att identifiera enskilda företag. Av det skälet är resultaten för 2 737 avrinningsområden utelämnade. I de fall färre än tre företag funnits på ett område, men inget av dem haft djur, finns värdena kvar och är alltså i de fallen noll. Information om sekretessens omfattning framgår av Tabell B3.

Tabell B3. Djurkategorier och deras utsläpp, samt mängden N och P av alla djur (inklusive sekretessbelagda)

	Djur, totalt			Sekretessbelagda djur			
	Antal	**N, ton**	**P, ton**	**Antal**	**N, ton**	**P, ton**	**Andel av total i %**
Hästar	115 917	5 564	1 043	8 742	420	78,7	7,54
Kviga/stut < 1år	477 385	10 025	1 432	34 389	722	103,2	7,2
Kviga/stut 1-2år	386 596	18 170	3 093	29 379	1 381	235,0	7,6
Tjurar >2år	30 524	1 221	183	2 831	113	17,0	9,27
Kvigor	93 745	4 406	750	6 925	326	55,4	7,39
Mjölkkor	347 761	40 688	5 564	25 853	3 025	413,6	7,43
Övriga kor>2år	195 700	9 198	1 566	15 575	732	124,6	7,96
Får & Getter	549 608	7 694	1 099	48 329	677	96,7	8,79
Suggor	153 551	5 528	1 075	3 029	109	21,2	1,97
Slaktsvin mm	938 457	8 446	1 502	16 033	144	25,7	1,71
Slaktkycklingar	6 445 107	1 805	387	103 298	29	6,2	1,60
Värphöns	7 706 880	4 008	1 002	247 649	129	32,2	3,21
Unghöns	129 578	28	7,8	*	*	*	*
Totalt	18 066 170	119 342	19 154	542 032	7 800	1 200	3,00/6,54/6,31**

*Sekretessbelagt
**Värde för antalet djur / mängd N / mängd P

Slutresultat

En sammanställning av den beräknade mängden kväve och fosfor från djur hos lantbruksföretag 2010 redovisas i Tabell B3**.** Där har ingen hänsyn till avrinningsområden tagits.

Bilaga 2. Reduktion av kväve i fångdammar och våtmarker

Tabell B4. Reduktion av kväve för våtmarker och fångdammar

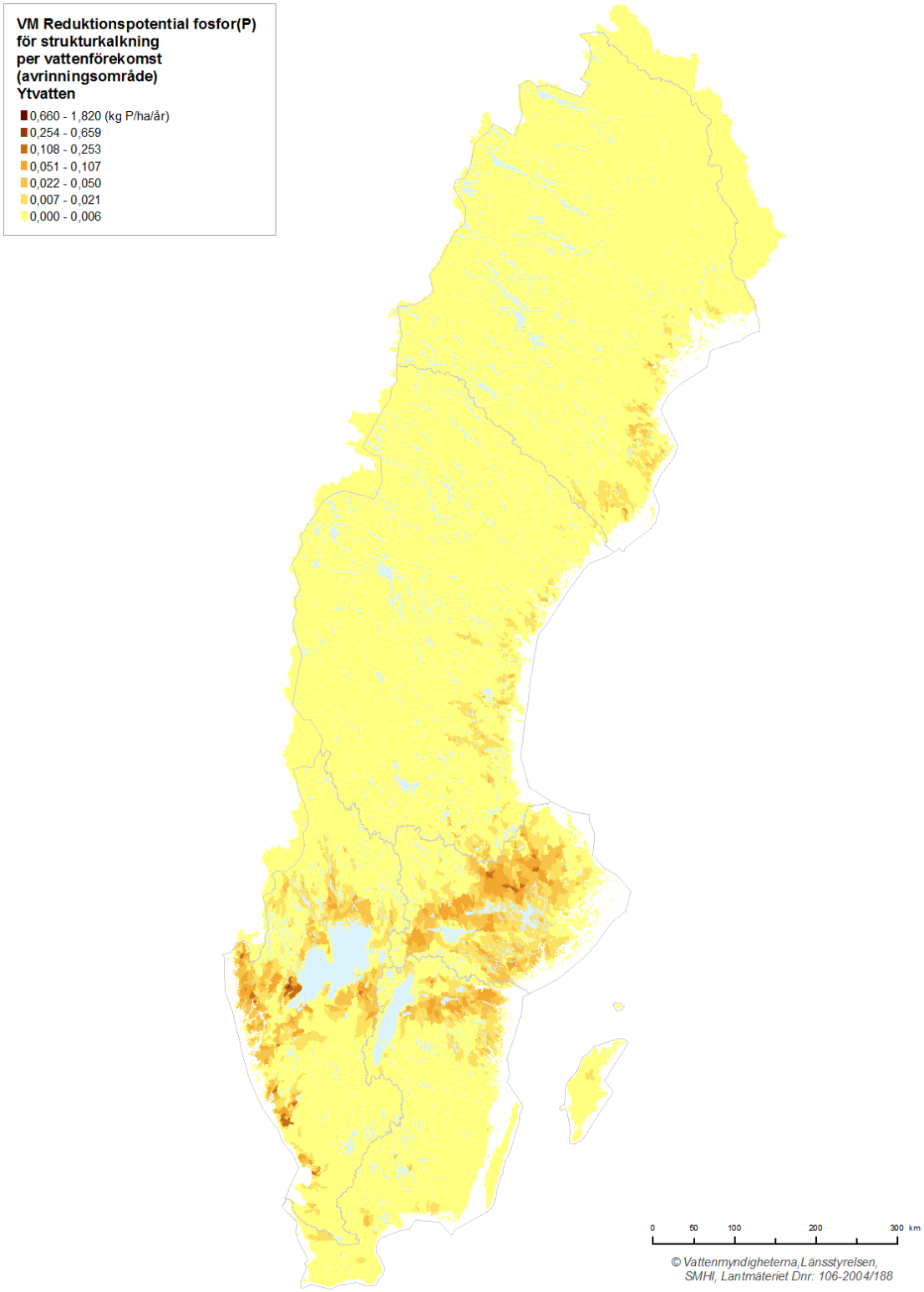
Läckageregion		Våtmark	Fångdamm
		Reduktion av kväve kg/ha	
1a	Skåne- och Hallands slättbygd, skånedelen	266	399
1b	Skåne- och Hallands slättbygd, hallandsdelen	382	573
2a	Sydsvenska mellanbygden, skånedelen	268	402
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge och Kalmar	159	239
3	Öland och Gotland	147	221
4	Östgötaslätten	95	142
5a	Vänerslätten, södra delen	208	312
5b	Vänerslätten, norra delen	167	251
6	Mälar- och Hjälmarbygden	81	122
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen	186	279
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen	109	164
8	Östsvenska dalbygden	47	71
9	Västsvenska dalbygden	184	276
10	Södra Bergslagen	104	155
11	Västsvenska dalsjöområdet	96	145
12	Norra Bergslagen	88	132
13	Östra Dalarna och Gästrikland	102	153
14	Kustlandet i nedre Norrland	84	126
15	Kustlandet i övre Norrland	109	164
16	Nordsvenska mellanbygden	73	109
17	Jämtländska silurområdet	66	99
18	Fjäll- och moränområdet	125	187

Bilaga 3. Reduktion av kväveläckage från skyddszoner

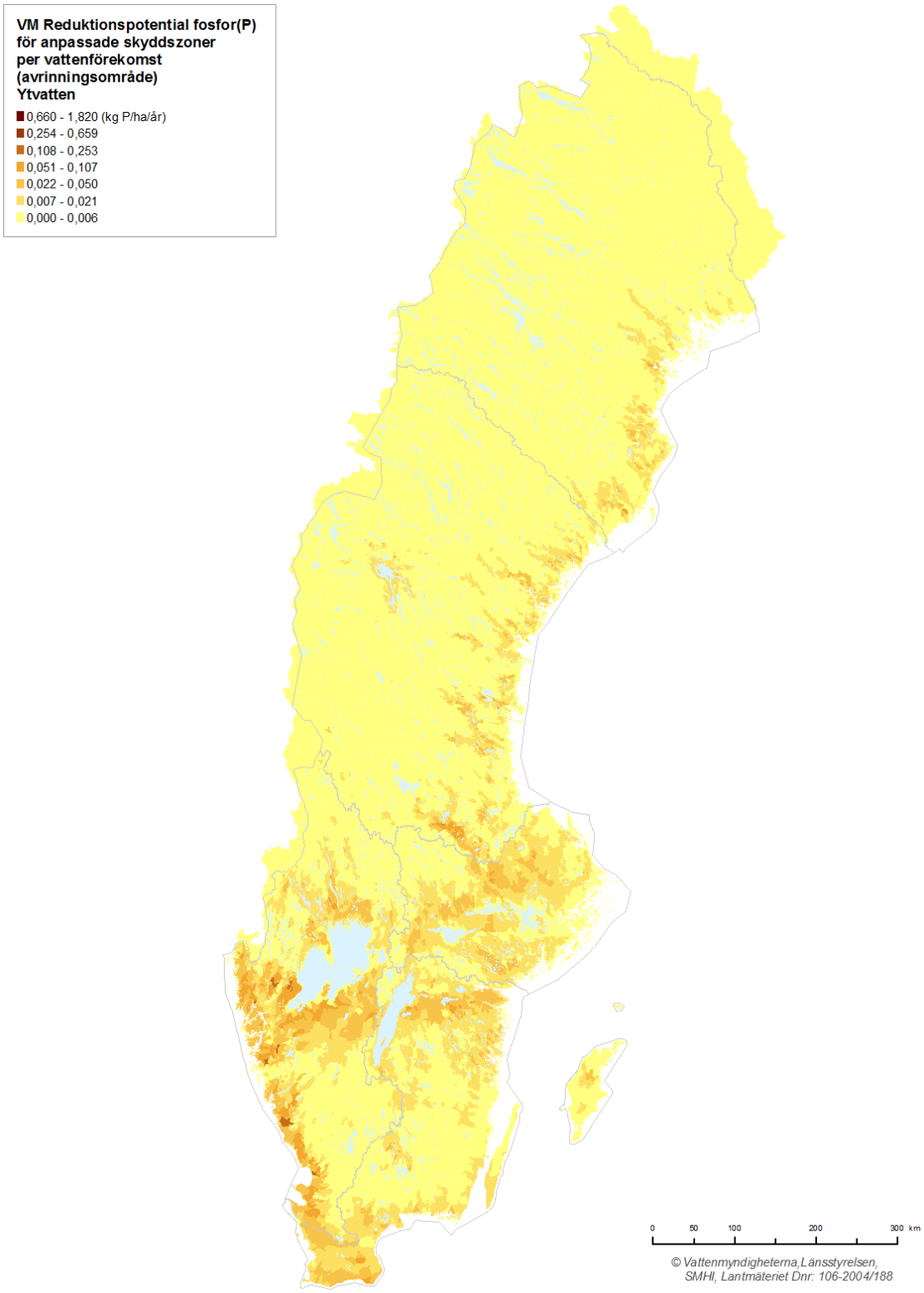
Tabell B5. Reduktion av kväve från skyddszoner

Läckageregion		Läckage nu	Minskning
		kväve kg/ha	
1a	Skåne- och Hallands slättbygd, skånedelen	32	21
1b	Skåne- och Hallands slättbygd, hallandsdelen	47	26
2a	Sydsvenska mellanbygden, skånedelen	32	22
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge och Kalmar	19	13
3	Öland och Gotland	17	10
4	Östgötaslätten	11	8
5a	Vänerslätten, södra delen	25	18
5b	Vänerslätten, norra delen	20	14
6	Mälar- och Hjälmarbygden	9	8
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen	22	9
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen	13	7
8	Östsvenska dalbygden	5	3
9	Västsvenska dalbygden	22	13
10	Södra Bergslagen	12	7
11	Västsvenska dalsjöområdet	11	7
12	Norra Bergslagen	10	6
13	Östra Dalarna och Gästrikland	12	8
14	Kustlandet i nedre Norrland	10	5
15	Kustlandet i övre Norrland	13	8
16	Nordsvenska mellanbygden	8	5
17	Jämtländska silurområdet	7	2
18	Fjäll- och moränområdet	15	1

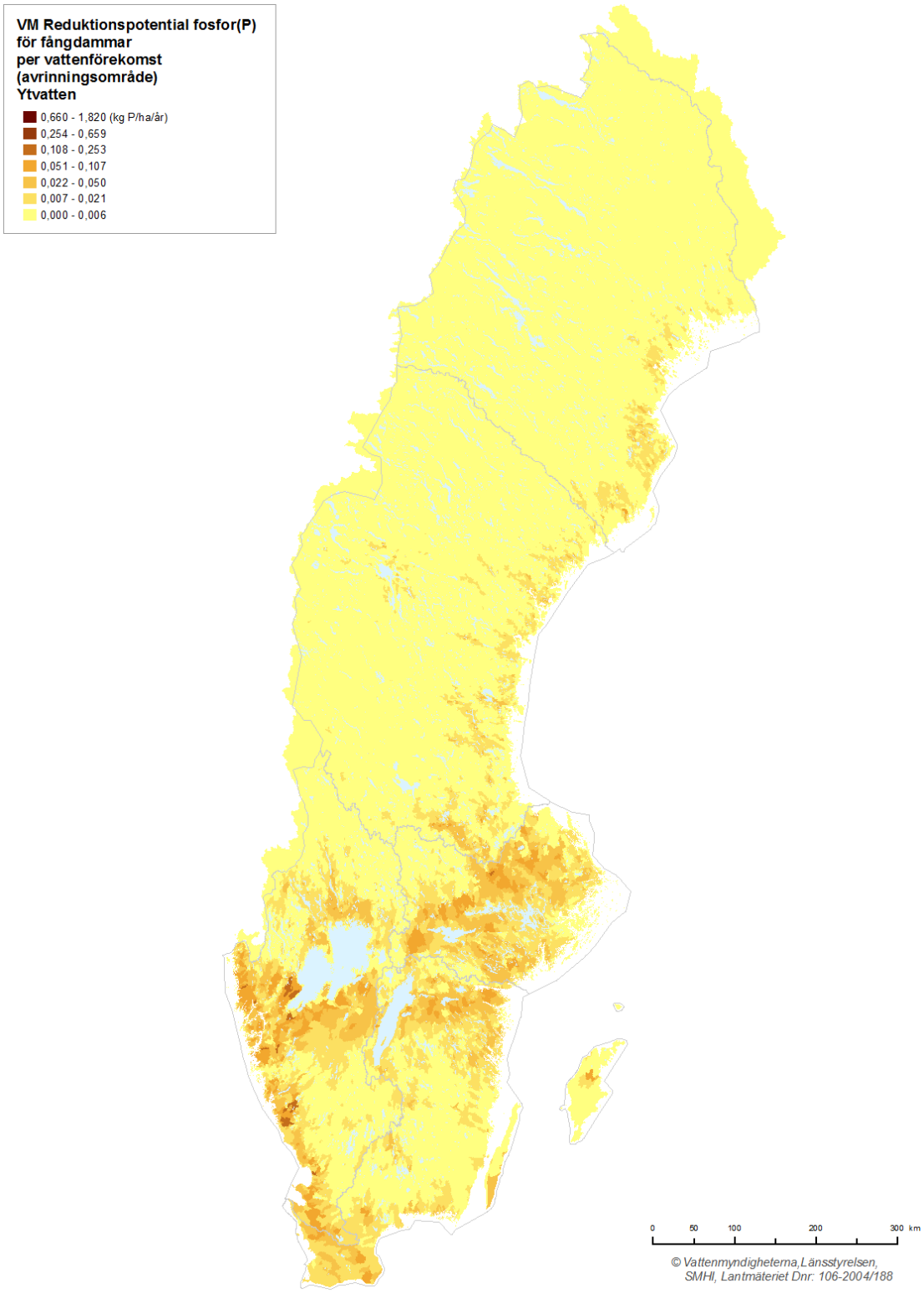
Bilaga 4. Arealspecifik bruttoreduktionspotential (utan marginaleffekt) för de undersökta åtgärderna.



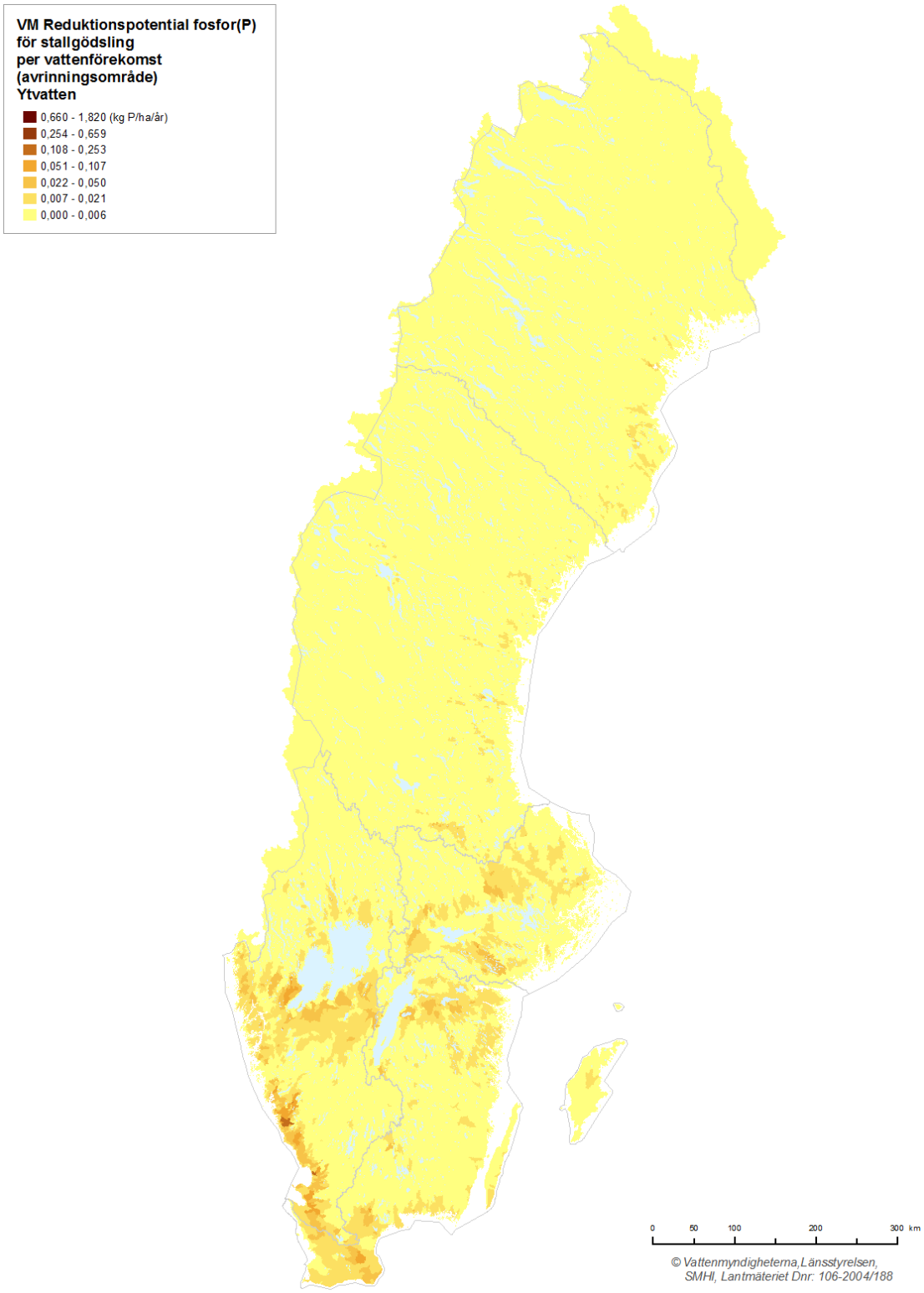
Figur B1. Reduktionspotential för strukturkalkning (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



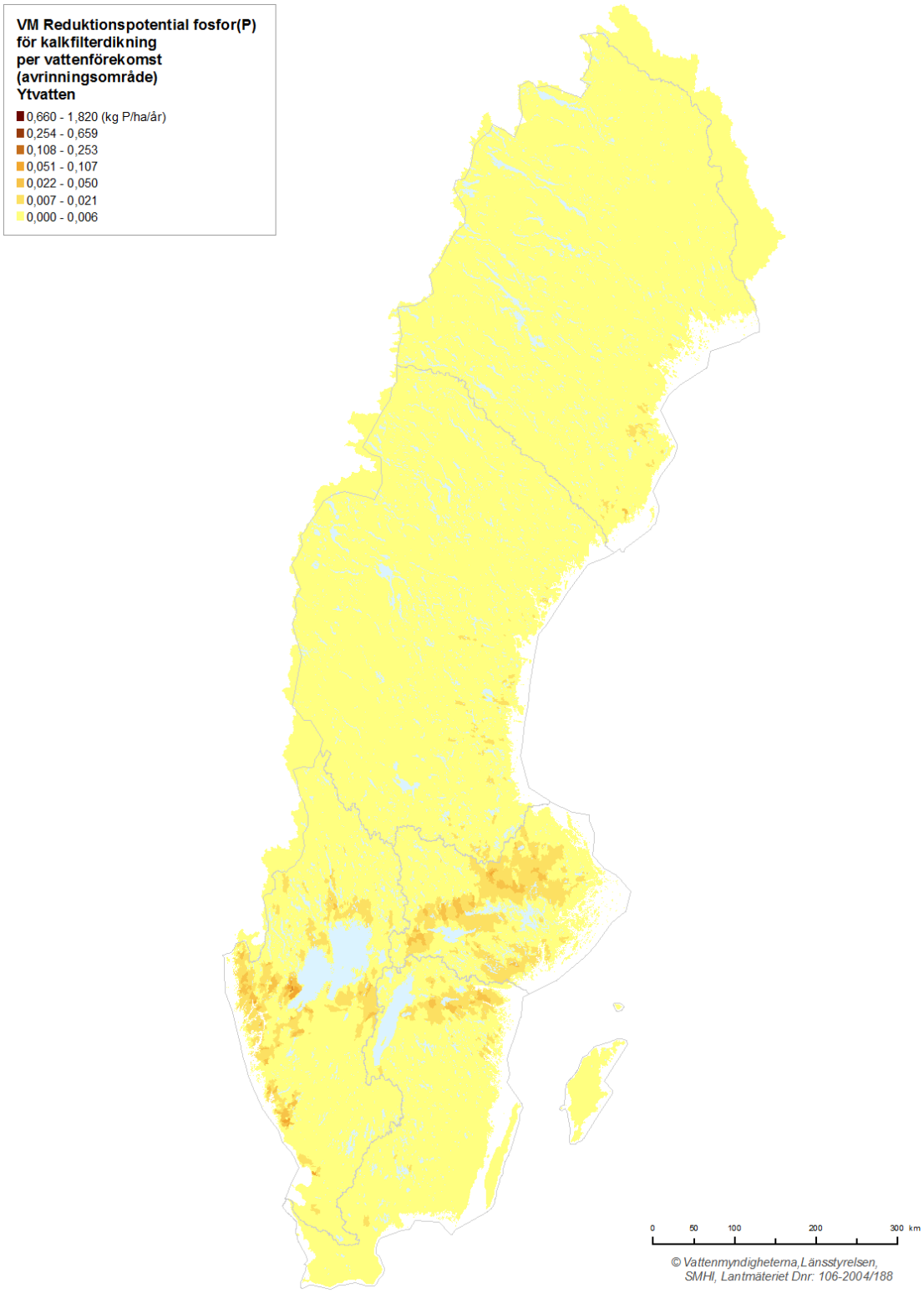
Figur B2. Reduktionspotential för anpassade skyddszoner (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



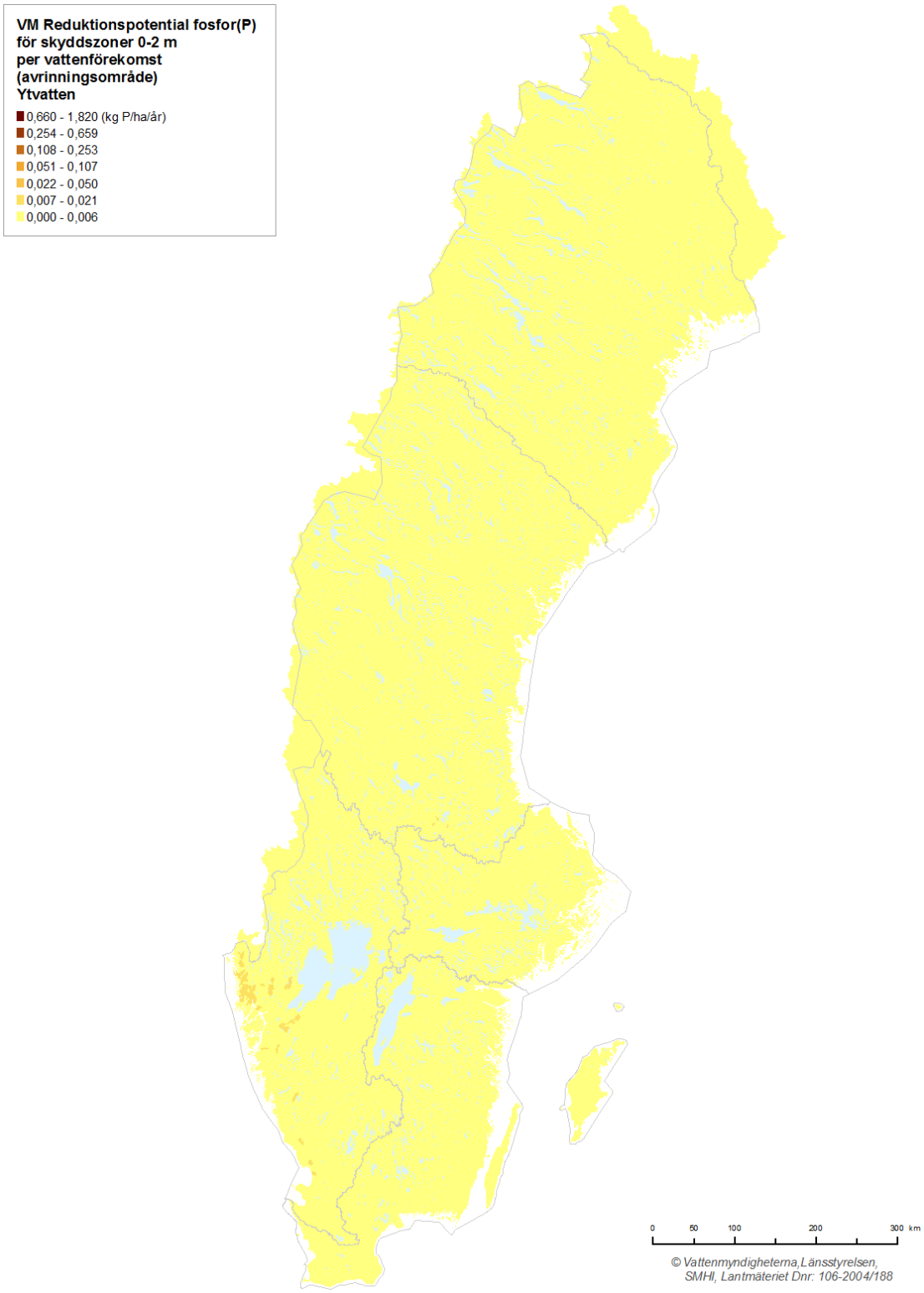
Figur B3. Reduktionspotential för fosfordammar (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



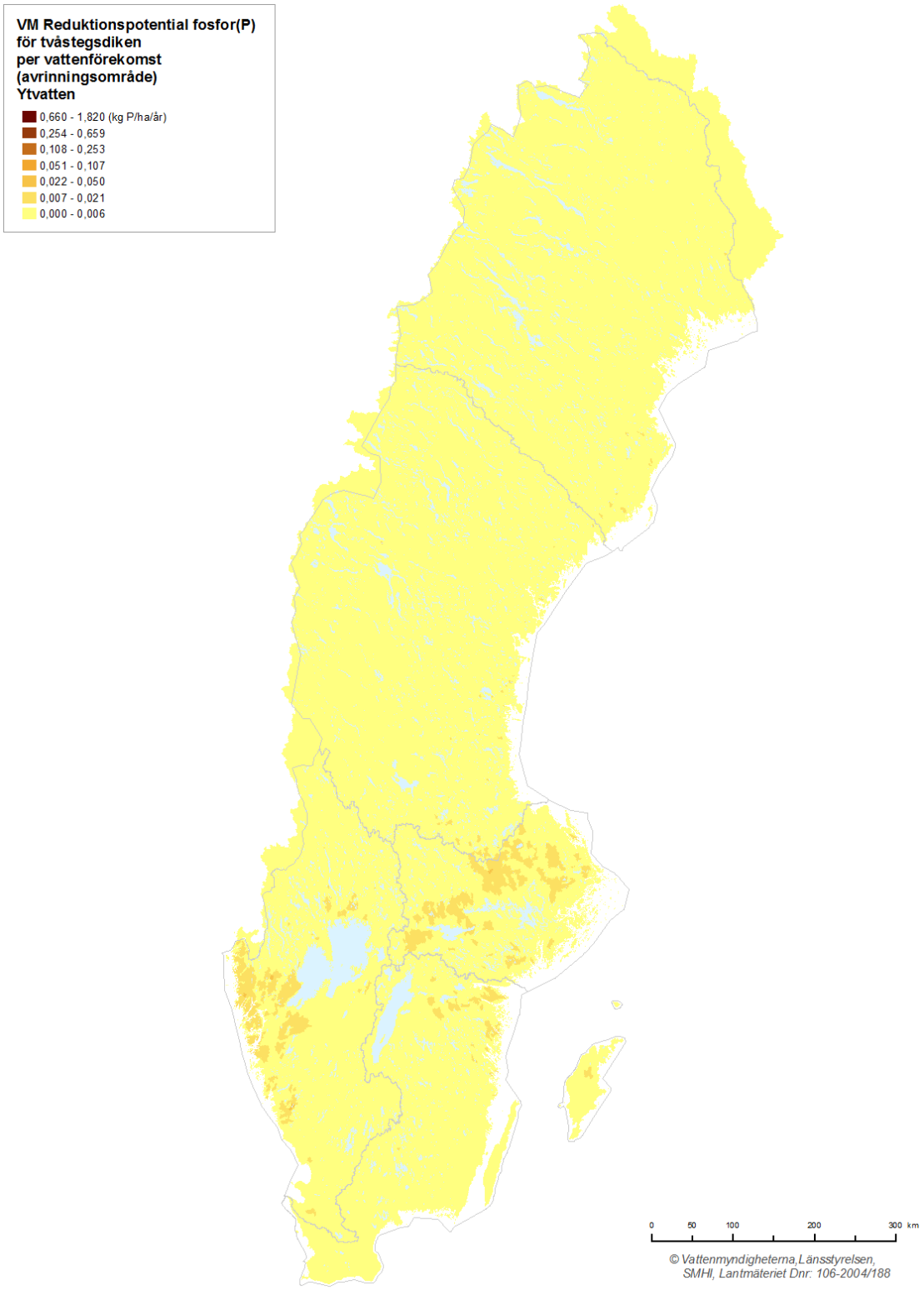
Figur B4. Reduktionspotential för anpassad stallgödselspridning (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



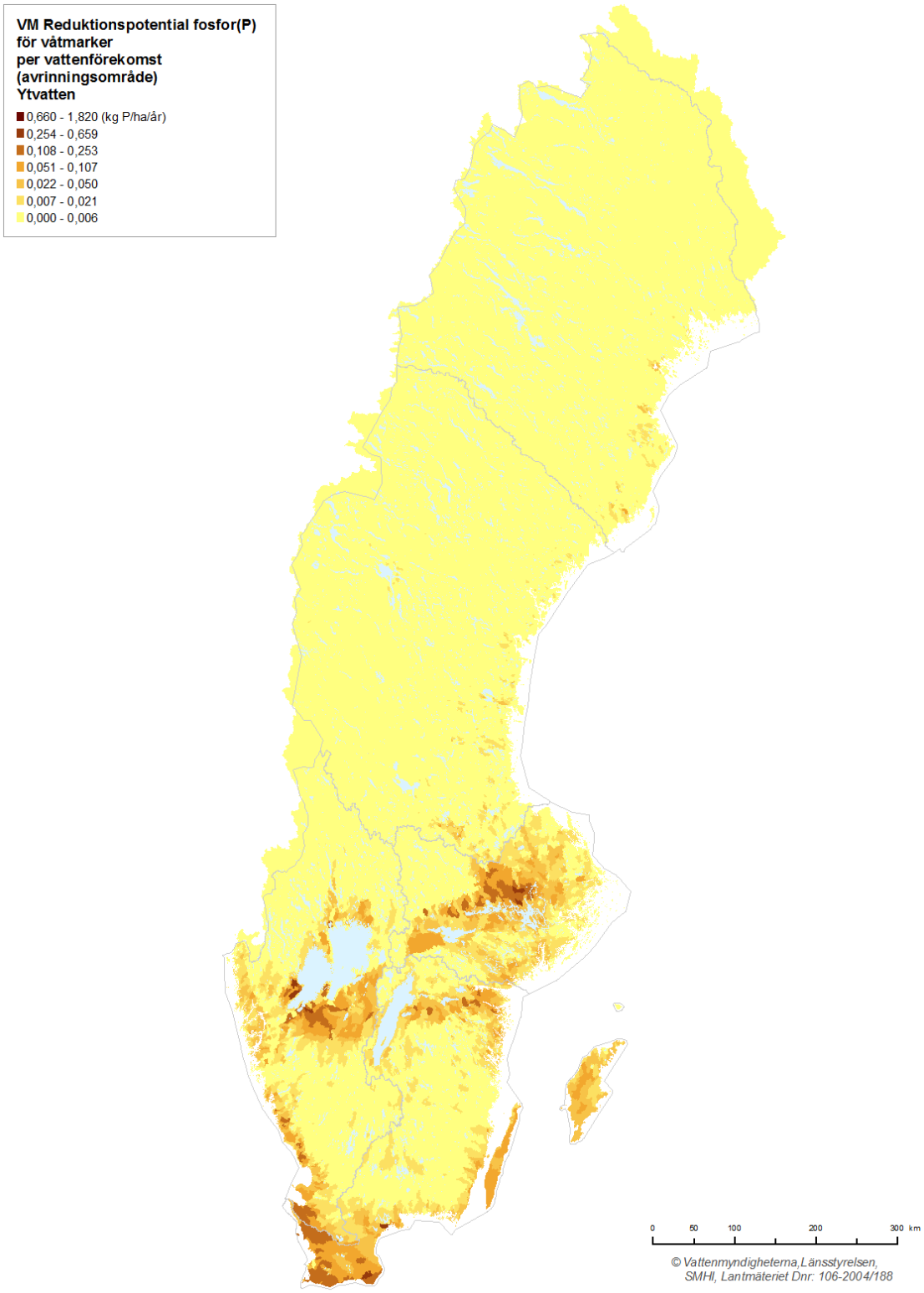
Figur B5. Reduktionspotential för kalkfilterdiken (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



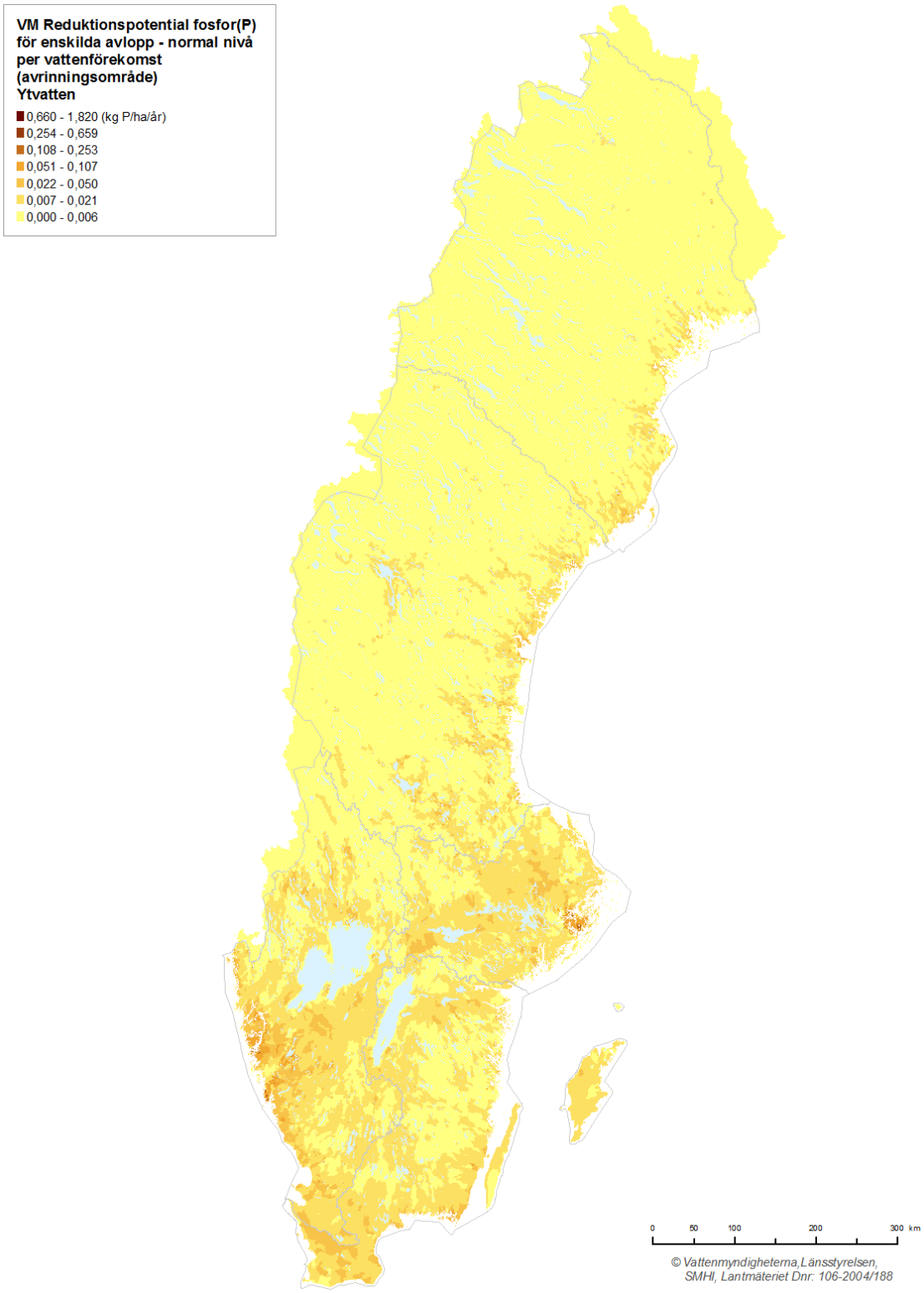
Figur B6. Reduktionspotential för skyddszoner, 0-2 meter (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



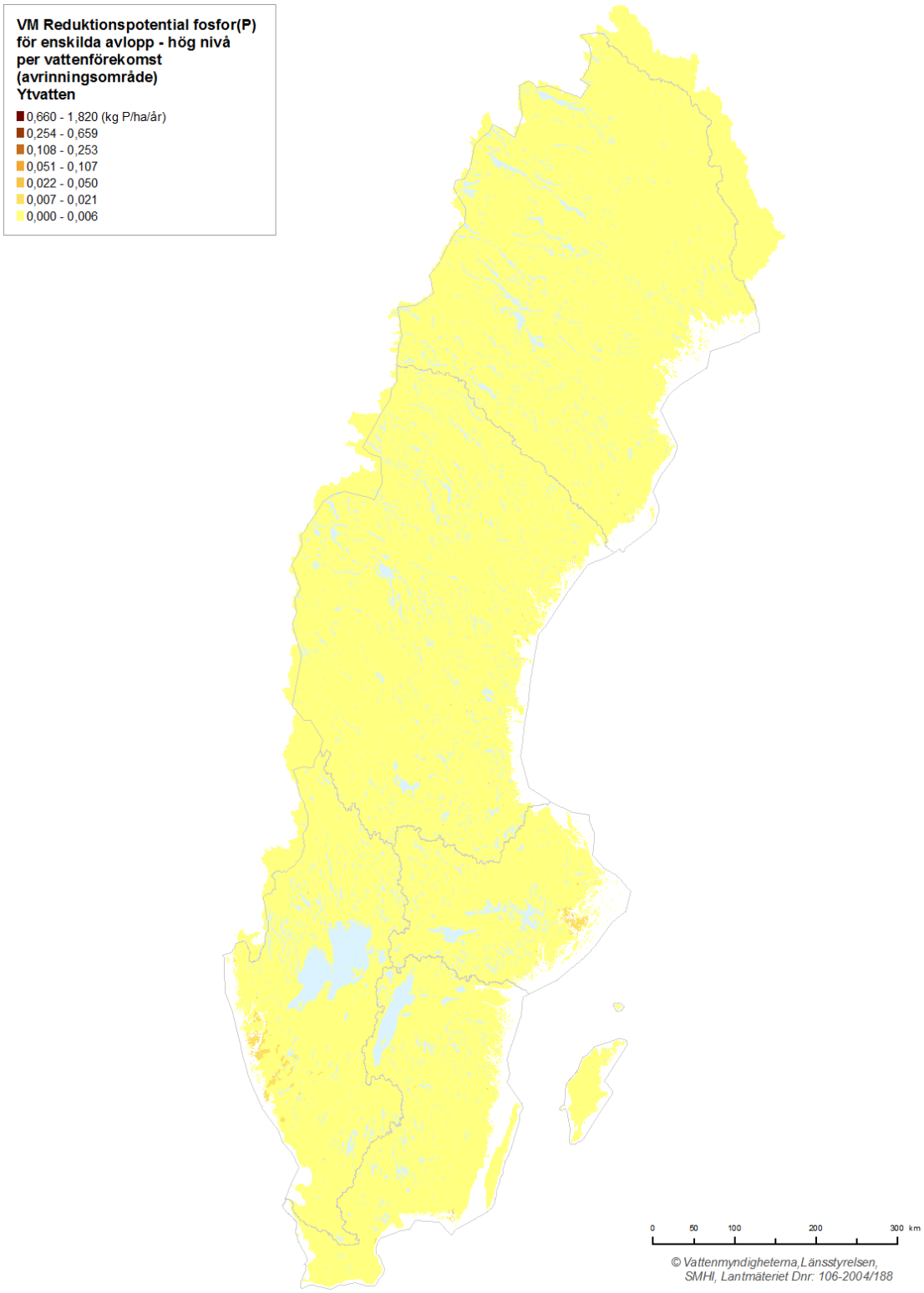
Figur B7. Reduktionspotential för tvåstegsdiken (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).



Figur B8. Reduktionspotential för våtmarker (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

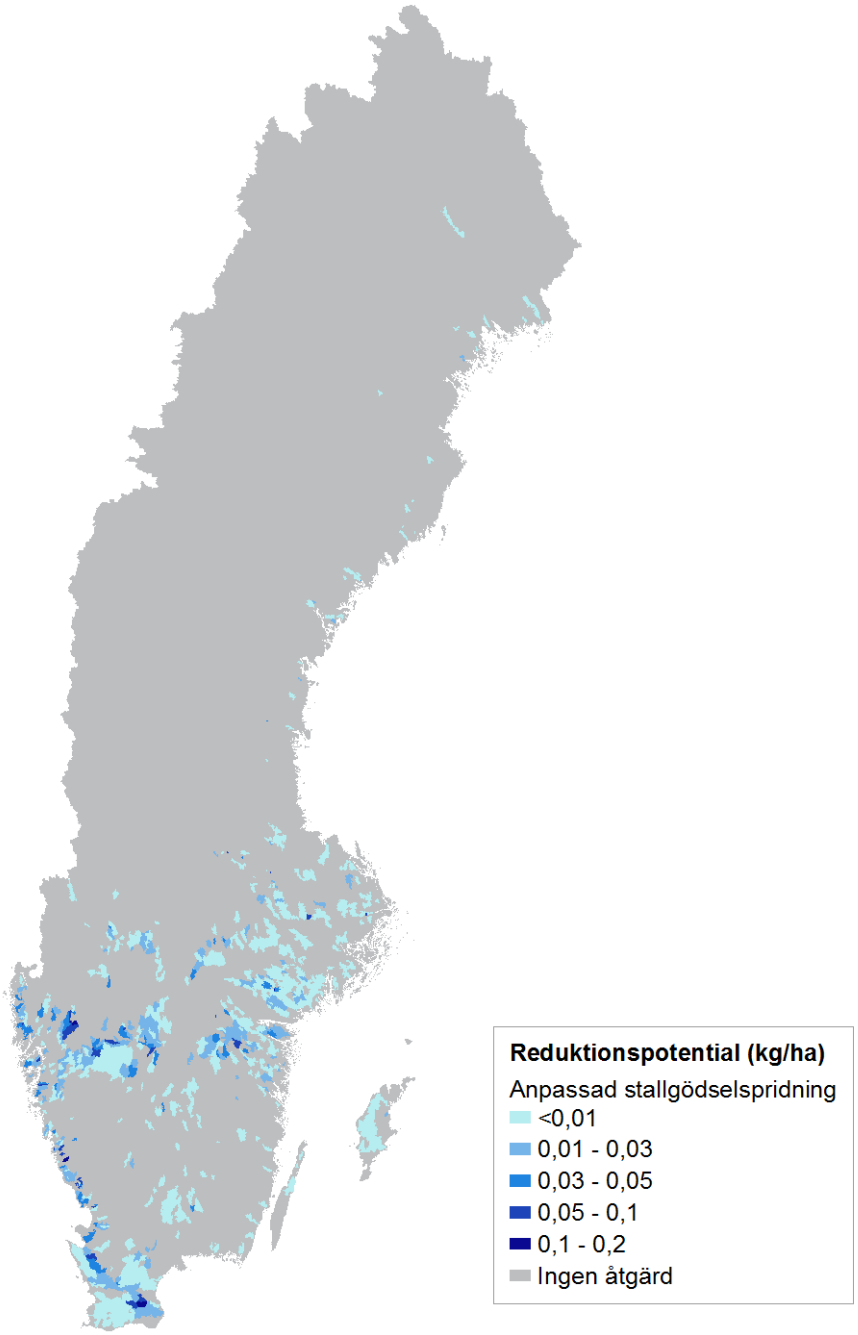


Figur B9. Reduktionspotential för enskilda avlopp, normal skyddsnivå (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

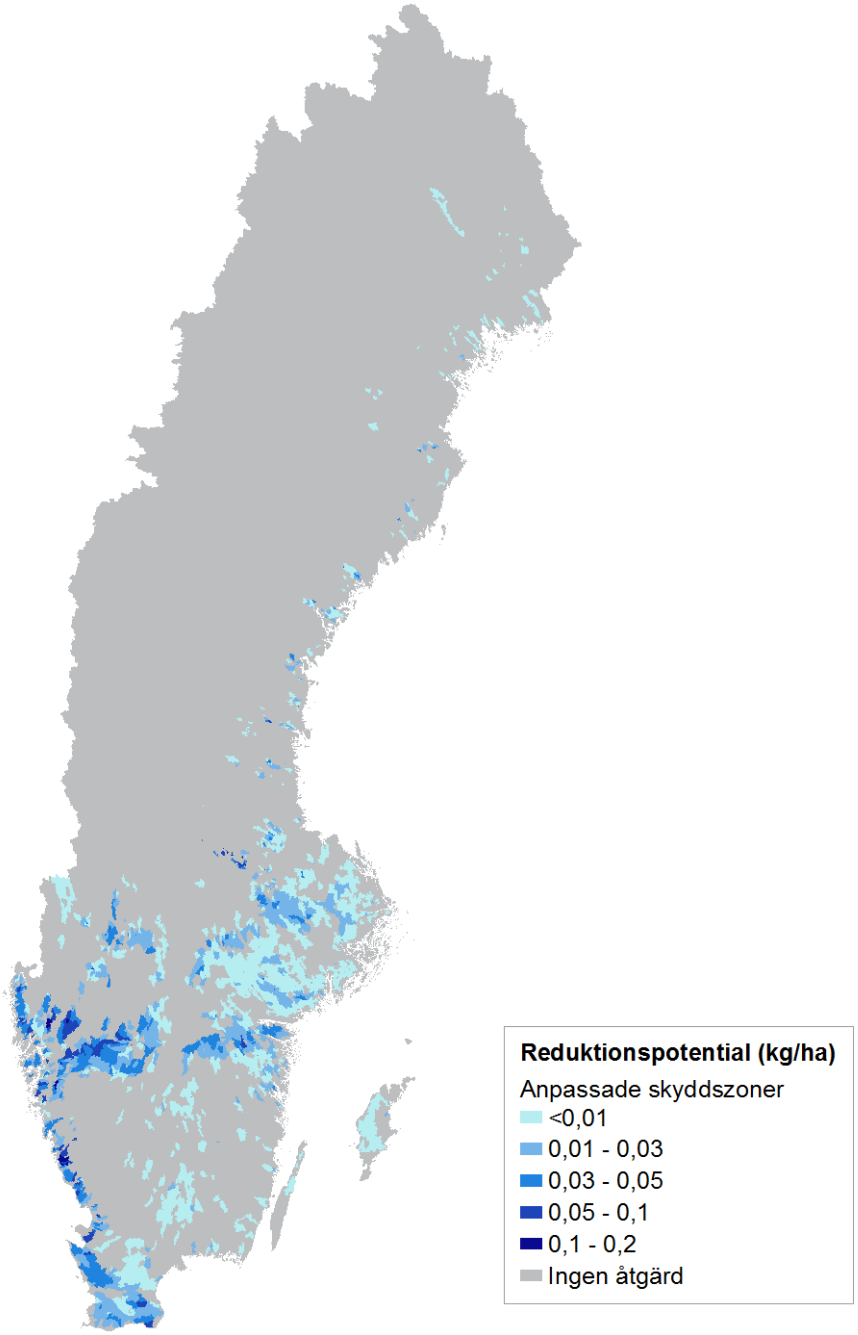


Figur B10. Reduktionspotential för enskilda avlopp, hög skyddsnivå (kg fosfor per år och hektar för vattenförekomstens lokala avrinningsområde).

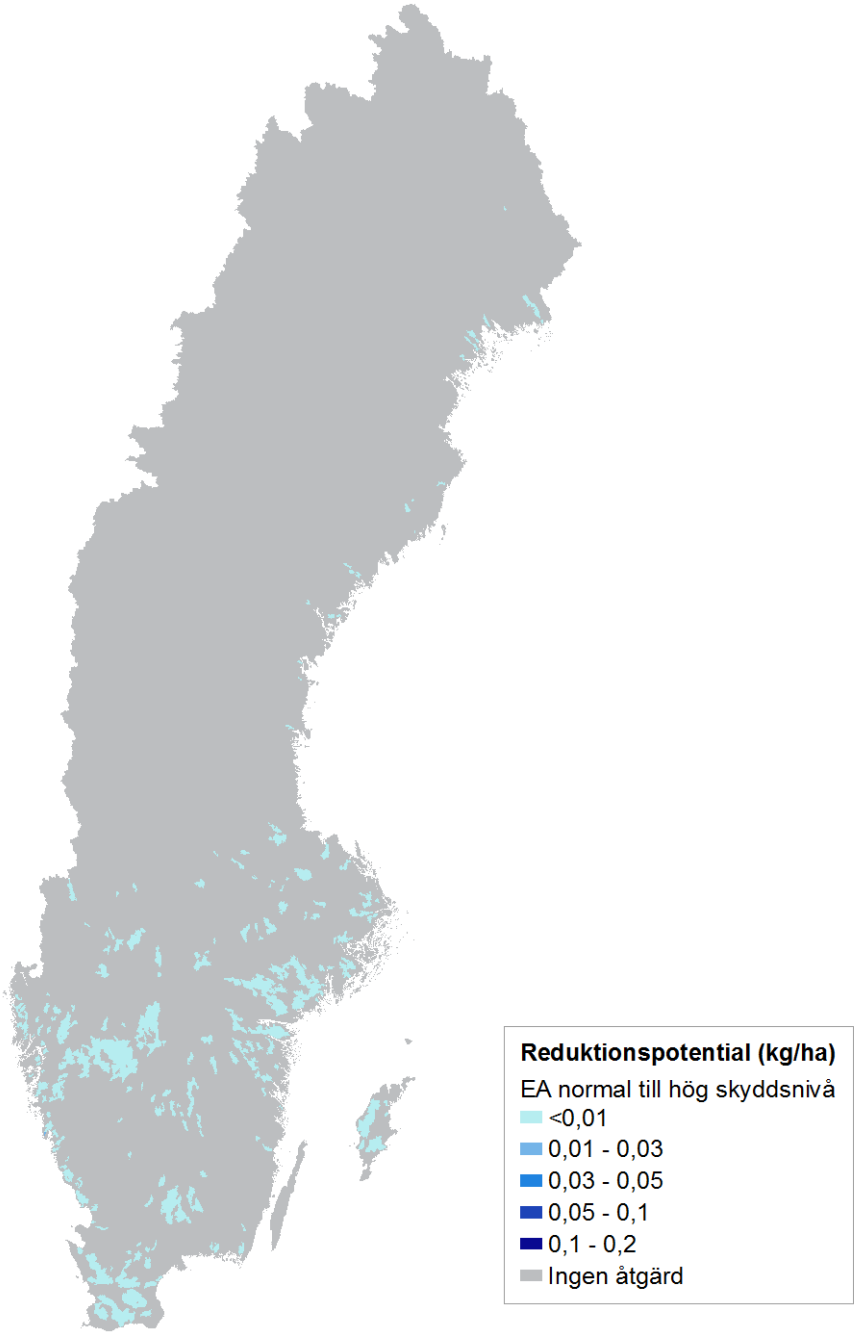
Bilaga 5. Arealspecifik nettoreduktionspotential (inkl marginaleffekt) för de prioriterade åtgärderna.



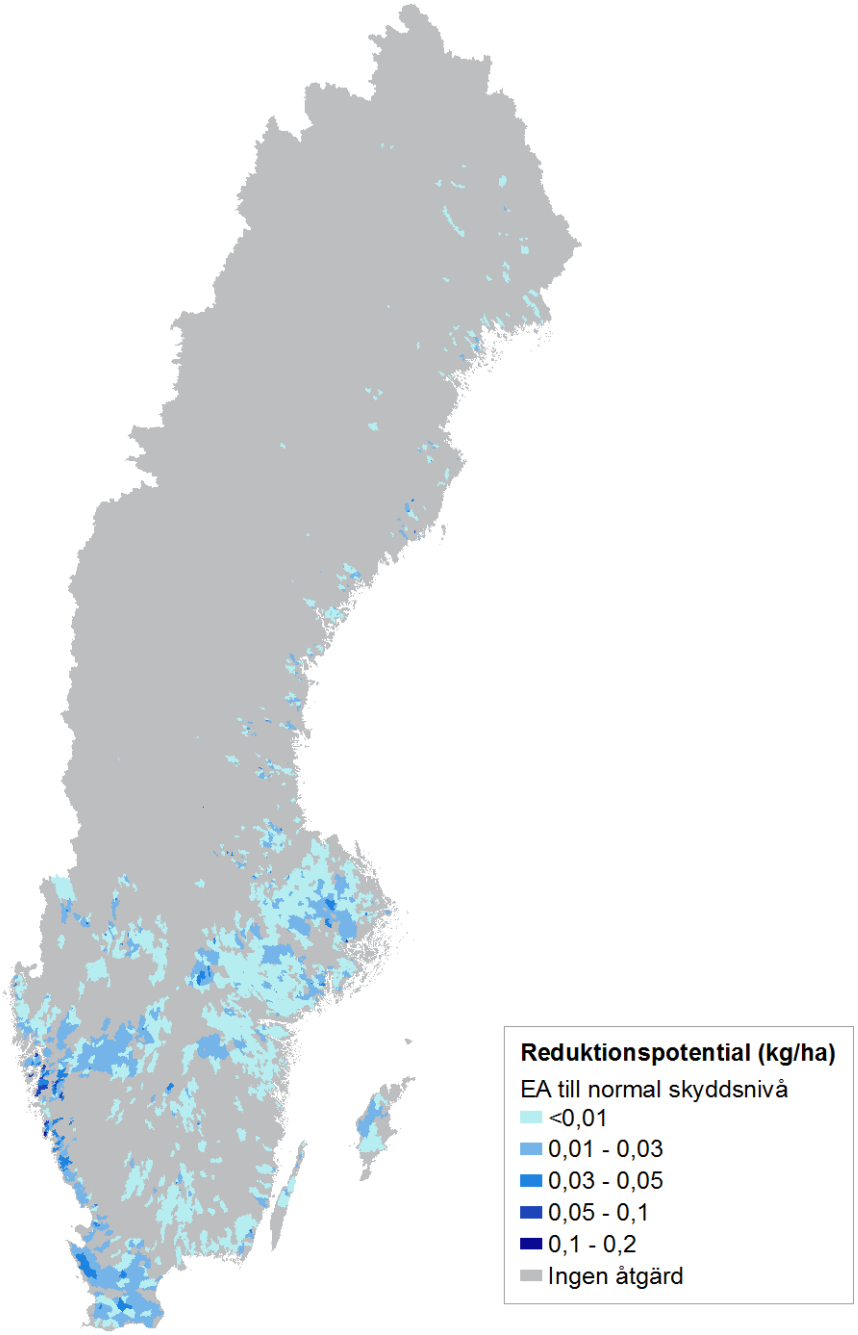
Figur B5 1 Reduktionspotential för anpassad stallgödselspridning.



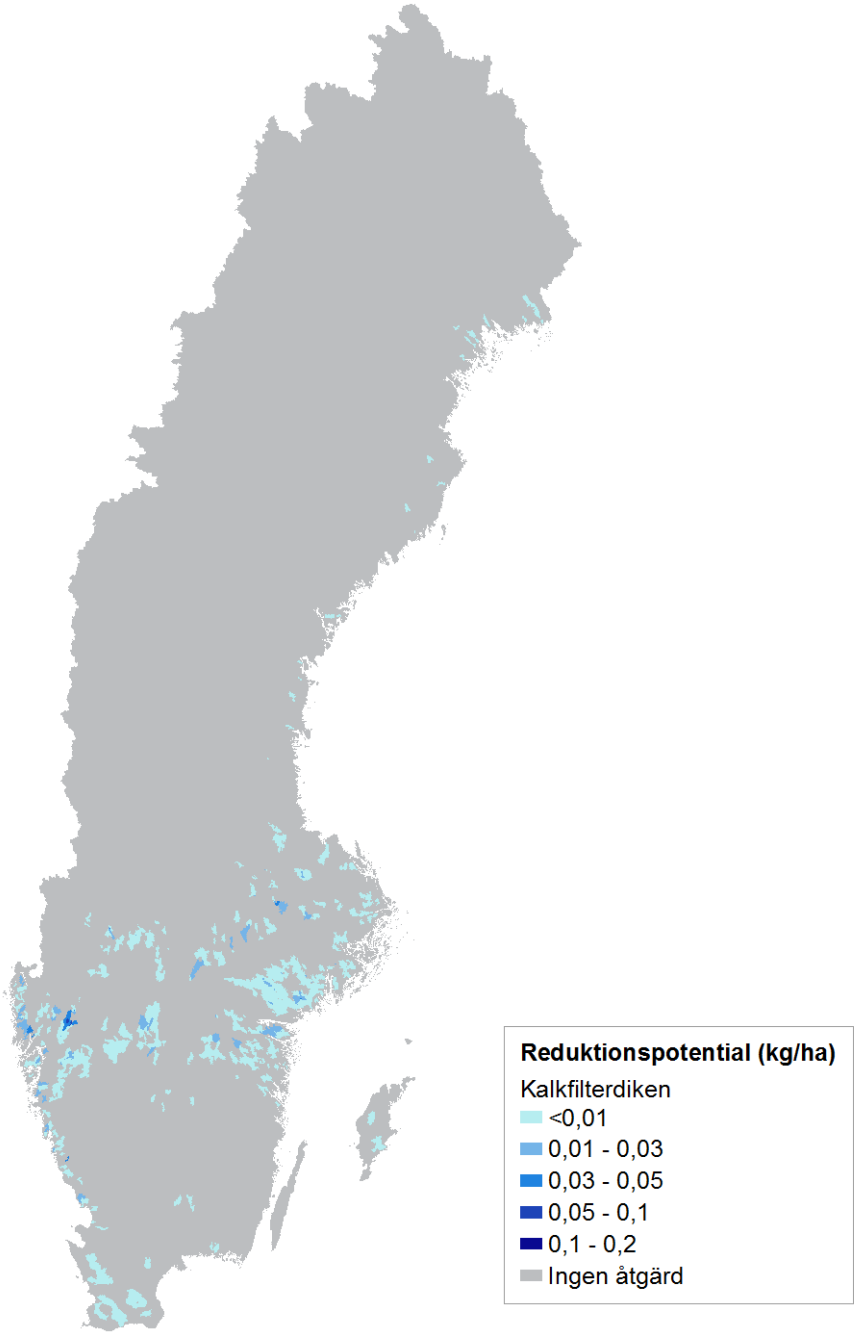
Figur B5 2 Reduktionspotential för anpassade skyddszoner.



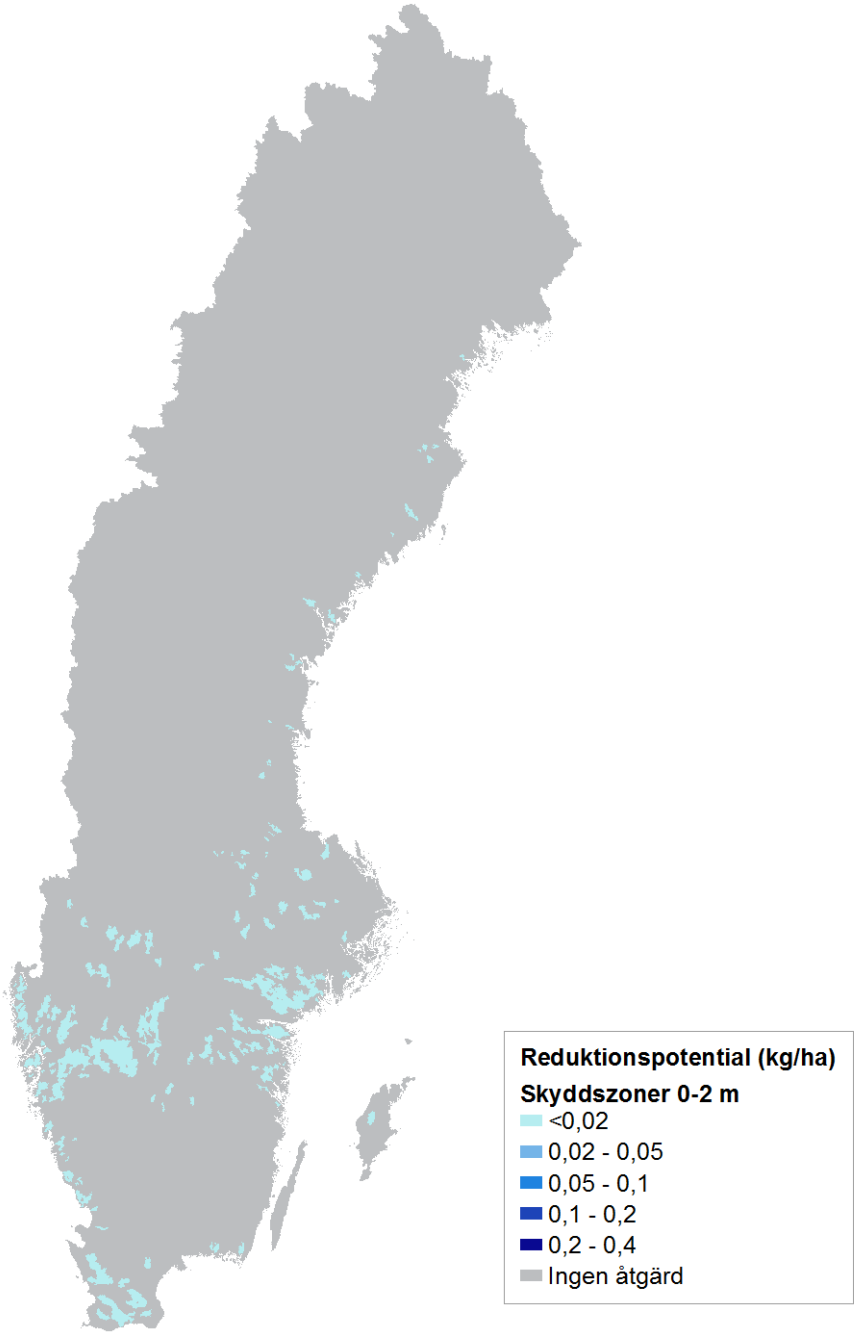
Figur B5 3 Reduktionspotential för åtgärden enskilda avlopp normal till hög skyddsnivå.



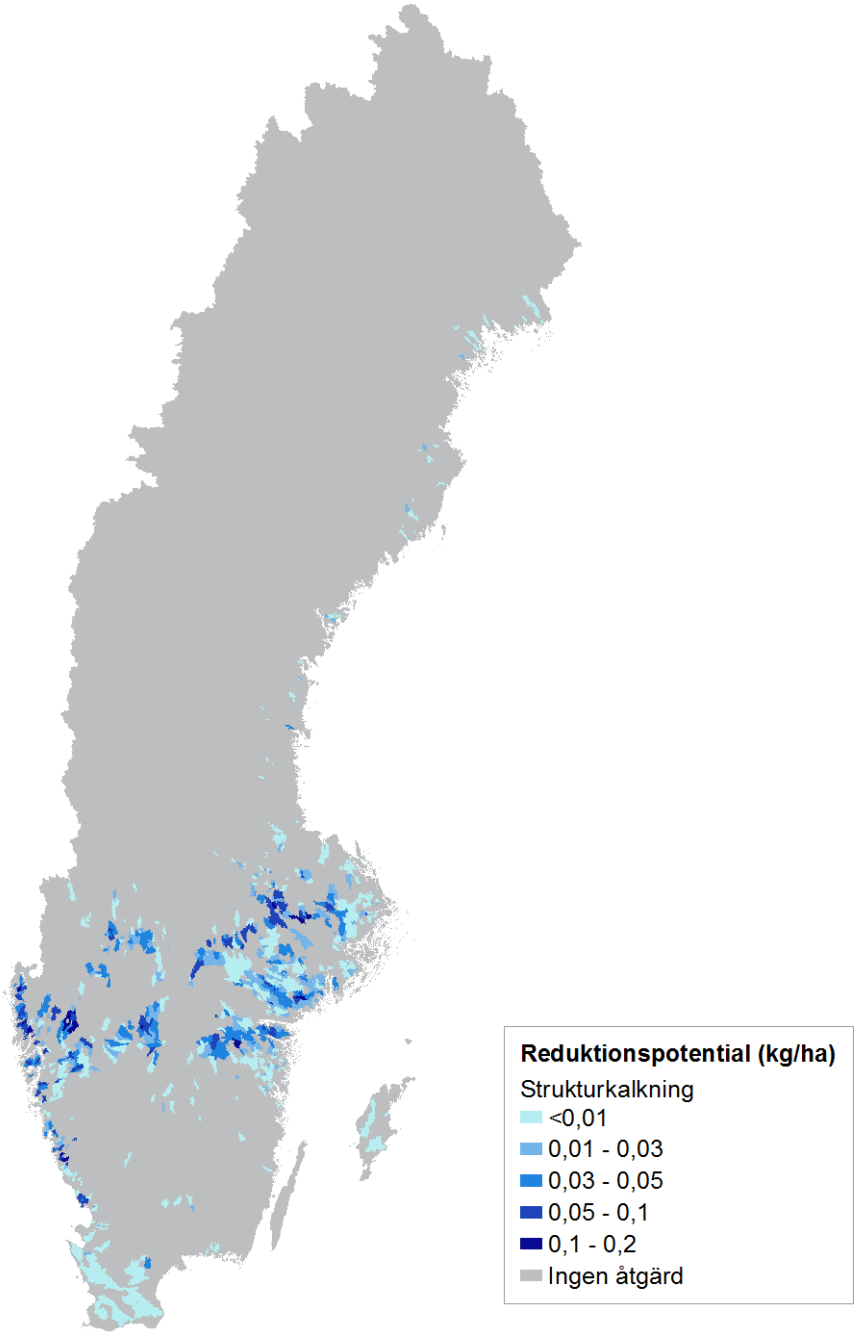
Figur B5 4 Reduktionspotential för åtgärden EA till normal skyddsnivå.



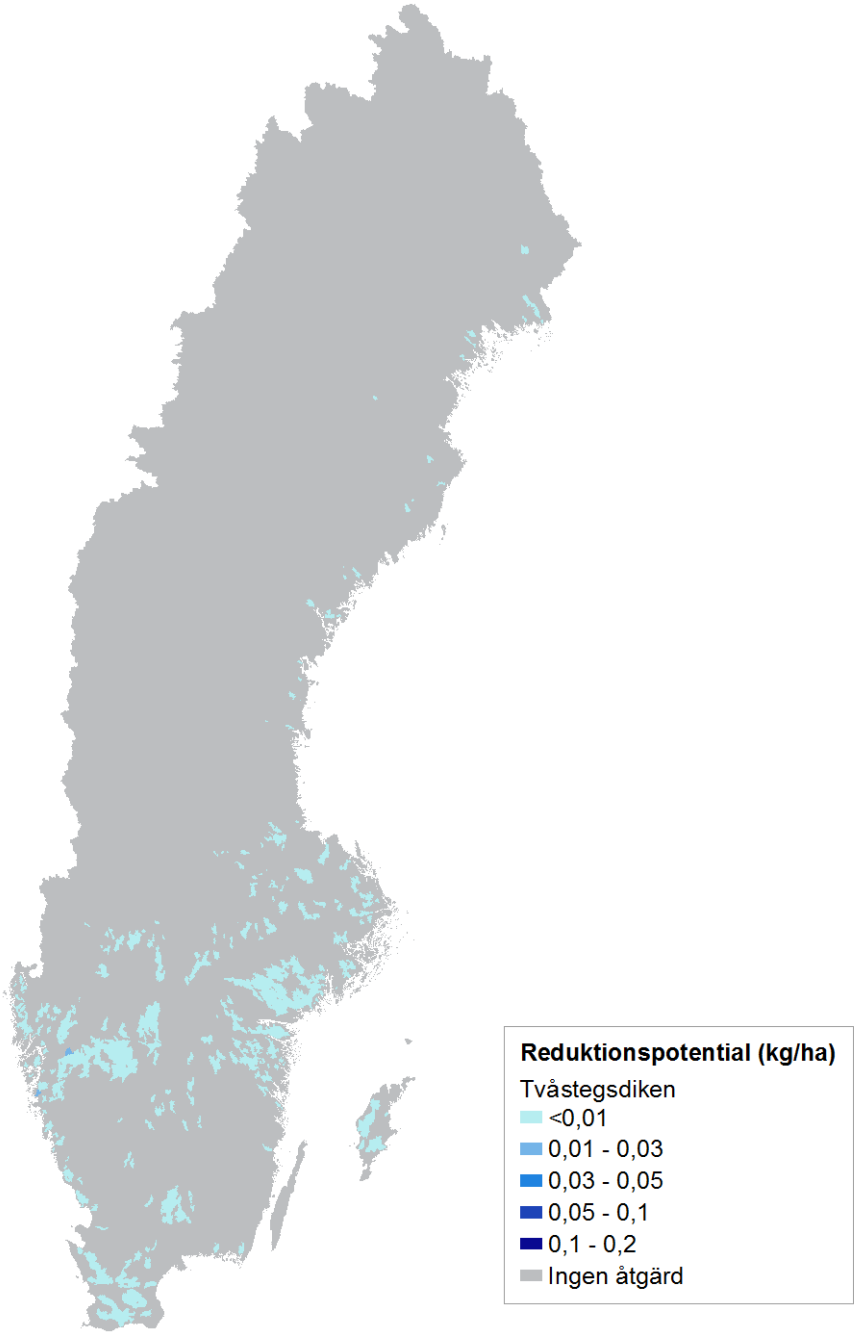
Figur B5 5 Reduktionspotential för kalkfilterdiken.



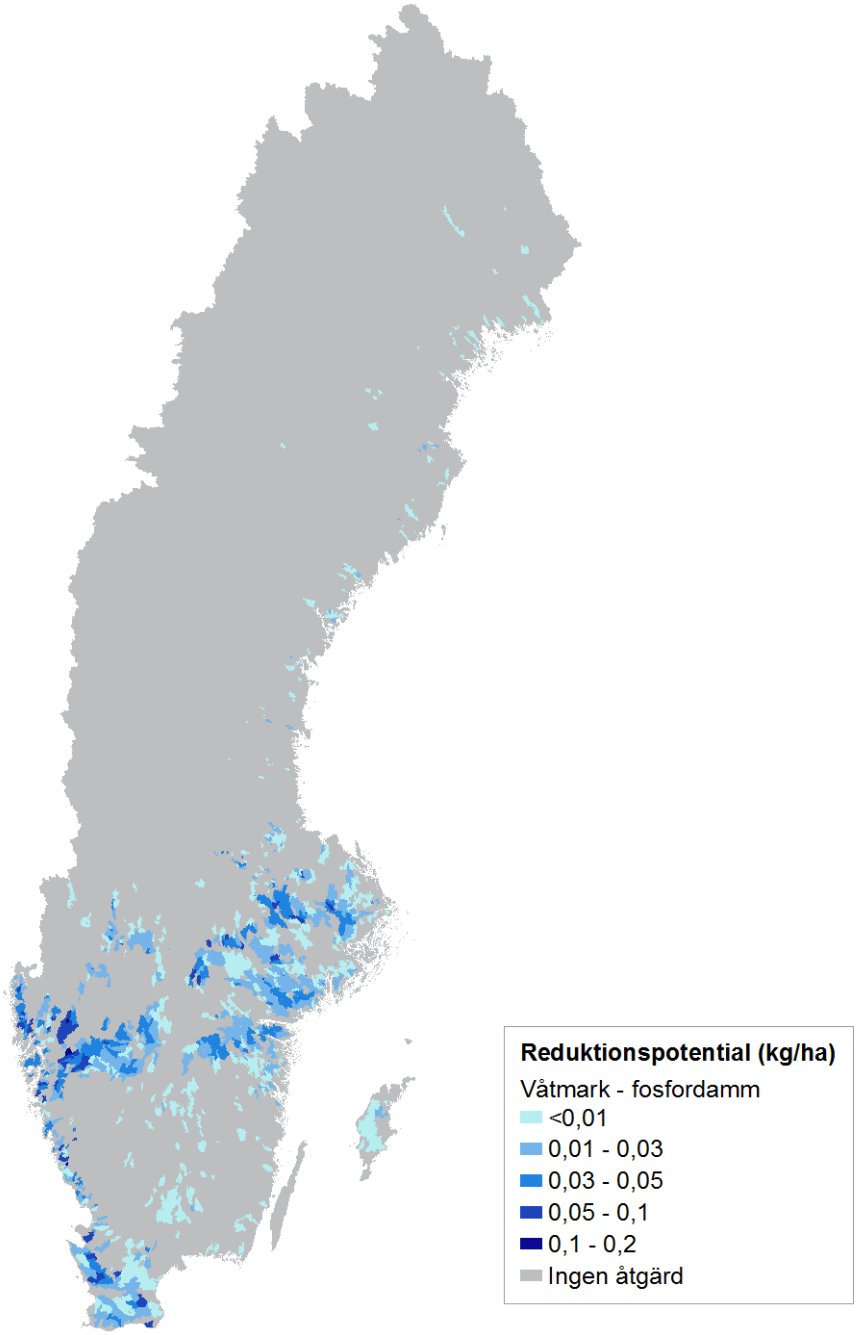
Figur B5 6 Reduktionspotential för skyddszoner.



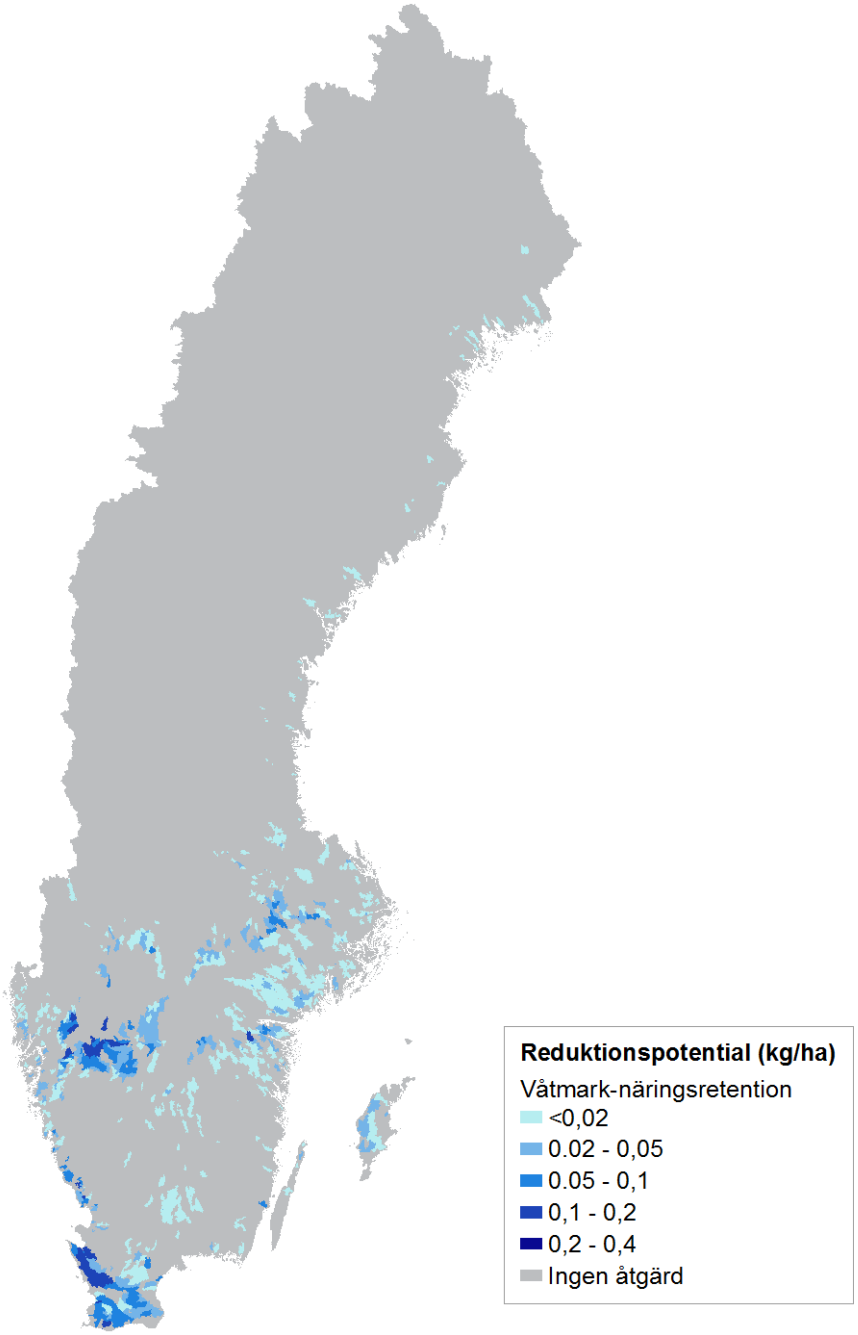
Figur B5 7 Reduktionspotential för strukturkalkning.



Figur B5 8 Reduktionspotential för tvåstegsdiken.



Figur B5 9 Reduktionspotential för fosfordammar.



Figur B5 10 Reduktionspotential för våtmarker-näringsretention.

Ingår i Länsstyrelsens rapportserie
ISSN 0284 - 8813

Har du frågor eller önskar fler exemplar, kontakta
Länsstyrelsen i Västmanlands län, 721 86 Västerås

Tfn 010-224 90 00 | Fax 010-224 91 10 | E-post: vastmanland@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/vastmanland