



Jordartsinformation nödvändigt för modellering av kväve och fosfor

Exempel med FyrisNP-modellen i Stigfjordens
och Kungsbackafjordens avrinningsområden

Rapport från projekt Hav möter Land



Hav møter Land

Klima vatten samfundsplanlægning sammen



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

– kunskap för en hållbar utveckling

Rapportnummer: 37

Rapportnummer hos Länsstyrelsen: 2013:79

ISSN: 1403-168X

Författare: Elin Widén-Nilsson, Hampus Markensten, Caroline Orback och Faruk Djodjic, institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

Utgivare: Hav möter Land, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Omslagsfoto: Claes Hillén

Ämnesord: övergödning, källfördelning, modellering, FyrisNP, lokal anpassning, jordbruk, avlopp, åtgärdsscenarier, Stigfjorden, Torpaån, Hovmanneån

Rapporten finns på www.havmoterland.se

Förord

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, har fått i uppdrag av Region Halland att genomföra en källfördelningsberäkning av Hovmanneån och Torpaån samt Stigfjorden. Projektet ingår i EU-projektet Hav møter Land. Denna rapport är en sammanställning av vilka indata som använts, vilka antaganden som gjorts och vilka resultat som erhållits. För detaljerade beskrivningar av till exempel FyrisNP och de studerade områdena hänvisas till andra rapporter (till exempel Erlandsson m.fl., 2009).

Förutom EU-projektet Hav møter Land har finansiering kommit från Region Halland och Sveriges lantbruksuniversitet genom Artdatabanken och institutionen för vatten och miljö.

Huvuddelen av arbetet och författandet av rapporten har genomförts av Elin Widén Nilsson vid institutionen för vatten och miljö, SLU. Faruk Djodjic har varit projektledare och också gjort delavrinningsområdesindelningarna. Hampus Markensten har levererat läckagekoefficienter och uppgifter om ytavrinningens andel av fosforläckaget. Caroline Orback har beräknat lutningarna närmast vattendraget och tillhandahållit olika beräkningsrutiner. Dessa tre har också bidragit med kommentarer på rapporten. De tidigare SLU-medarbetarna Peter Larsson, Mona Sällström och Mats Wallin var med i inledande diskussioner om projektet.

Data har levererats av: Victor Axbom, Eva Engström, Carina Erlandsson, Gert Erlandsson, Anders Gustafsson, Daniel Helsing, Andreas Höglind, Annelie Johansson, Ragnar Lagergren, Ulrika Marklund, Ida Mattfolk, Jonas Svensson, Ulrika Söderlund, Per Söderström, Hanna Tuvdal och Maud Wik.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Ordlista	7
Bakgrund	8
Områdesbeskrivning	8
Metod	12
Indata	12
Scenarioberäkningar	14
Simulering med FyrisNP-modellen	16
Ytavrinningens andel	17
Resultat	18
Parametervärden och jämförelser med uppmätta data (netto)	18
Total belastning	18
Källfördelning	27
Bakgrundsbelastning	30
Fritidshusens utsläpp bara på sommaren i Stigfjorden	32
Ytavrinningens andel	33
Åtgärdsscenarier	33
Kurs	38
Diskussion	39
Översikt	39
Jordbruksläckage (jordart, effekt av vallodling) och vattenföring	39
Parametervärden och utvärderingskriterier	39
Överensstämmelse mellan simulerade och uppmätta värden	40
Saknade källor	40
Scenarier	41
Rekommendationer för kompletterande mätningar	42
Jordart	42
Fosforhalt i jorden	42
Vattenkemi (totalkväve och totalfosfor)	42
Vattenkemi (barium och fosforfraktioner)	44
Vattentemperatur	44

Vattenföring.....	44
Kompletterande insamling av information	45
Register för enskilda avlopp.....	45
 Slutsatser	 46
Referenser.....	47
 Bilaga A: Förbättringar, kompletteringar och justeringar av indata	 50
Delavrinningsområden	50
Markanvändning, jordbruksgrödor och vattendragens area.....	51
Åkermarkens jordart, fosforhalt i jordbruksmarken och lutning närmast vattendragen	54
Typhalter/läckagekoefficienter för jordbruksgrödor, skog, myr, hygge och öppen mark.....	56
Specifik avrinning	56
Vattenkemimätningar	57
Vattentemperatur	58
Enskilda avlopp	58
Punktkällor (reningsverk)	63
Dagvatten	65
Deposition	65
 Bilaga B: Test av bruttoberäkningar för olika åkermarksjordarter	 66
 Bilaga C: Simulerade bruttokoncentrationer i Hovmanneån/Torpaån ..	 69
 Bilaga D: Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar	 71
 Bilaga E: Delavrinningsområdet kring Lalleröd.....	 76

Sammanfattning

Källfördelningsberäkningar har gjorts för kväve och fosfor i Stigfjordens avrinningsområde samt Hovmanneån och Torpaån vid Kungsbackafjorden. Beräkningarna har genomförts för perioden 2007-2011 med FyrisNP-modellen. Indata till modellen har baserats på PLC5¹-data, med kompletteringar av lokala data för främst vattenkemi, enskilda avlopp och punktkällor. Delavrinningsområdesindelningen har förfinats och jordbruksdata har uppdaterats för år 2009.

Modelleringsresultatet visar att det är mycket viktigt att komplettera indata med analyser av åkermarkens jordartsfördelning eftersom det modellerade läckaget enligt PLC5:s grova jordartskarta inte stämmer med uppmätta halter av kväve och fosfor i vattendragen. Arbetet med att ta fram en ny nationell jordartskarta har påbörjats så 2014 bör det vara möjligt att få tillgång till förbättrad nationell jordartsinformation. Under projektets gång togs en plan fram för kompletterande mätningar på Orust av bland annat vattenkemi och denna plan redovisas också i rapporten. Flertalet av dessa förslag är också tillämpliga för Hovmanneån/Torpaån.

Källfördelningen domineras av jordbrukets belastning. Det antropogena bidraget till belastningen på havet domineras också av jordbruket, men även de enskilda avloppen har ett tydligt bidrag särskilt i Stigfjordens avrinningsområde.

Båda områdena har en mycket liten sjöandel och därför blir också retentionen, det vill säga kvarhållningen av näringsämnen längs vattendragen mycket liten. Nettobelastningen är alltså i det närmaste lika med bruttobelastningen.

Strukturkalkning av jordbruksmarken kan göras för jordar med hög lerhalt och enligt modelleringen av åtgärdsscenarier kan strukturkalkning antas ha god effekt på det partikulära fosforläckaget från jordbruksmarken. Minskad gödsling kan också vara en effektiv och strategisk åtgärd som på sikt ger minskade fosfornivåer i jordbruksmarken. Att förbättra de enskilda avloppen så att alla anläggningar blir godkända (minst slamavskiljare+markbädd) ger ingen stor minskning av totalbelastningen, men om reningsgraden ökas ytterligare till motsvarande reningsschablonerna för minireningsverk får det en mer märkbar effekt. För kväve sänker vallinsädd kväveläckaget från åkermarken betydligt, men för Stigfjordens avrinningsområde kanske scenariot snarare visar på dagsläget eftersom vallodlingen redan är mycket omfattande. För att få en maximal reduktion behöver olika åtgärder kombineras.

¹ Pollution Load Compilation 5. Rapportering med källfördelning av kväve- och fosfortransporter som görs till HELCOM. Sveriges rapport har författats av Brandt m.fl. (2008) och data finns tillgängligt via <http://www.smed.se/vatten/data/plc5> (SMED, 2013).

Ordlista

Bruttobelastning	Massan av näringsämnet som kommer från ett område innan retention.
Clay, Silty clay, Sandy clay, Silty clay loam, Sandy clay loam, Clay loam, Silt, Silty loam, Loam, Sandy loam, Loamy sand, Sand	FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation FAO:s texturklassificering av jordarter. Jordbruksläckaget av kväve och fosfor simuleras för tio av dessa tolv jordarter.
Läckagekoefficienter	Läckage [mg/l] från jordbruksmark.
Monte Carlo-simulering	Upprepade simuleringar där vissa data (i rapportens fall de två kalibreringsparametrarna) varieras slumpmässigt inom ett angivet intervall. Används ofta för att få ett mått på osäkerheten.
Nash-Sutcliffemått	Mått ($-\infty$ till 1) som anger hur bra simulerade och uppmätta data stämmer överens. 1 anger perfekt överensstämmelse, och 0 betyder att de simulerade värdena beskriver de uppmätta värdena lika bra/dåligt som medelvärdet av de uppmätta värdena. Kallas <i>eff</i> i rapporten.
Nettobelastning	Massan av näringsämnet som kommer från ett område efter retention.
PLC5	Pollution Load Compilation 5. Rapportering med källfördelning av kväve- och fosfortransporter som görs till HELCOM. Sveriges rapport har författats av Brandt m.fl. (2008) och data finns tillgängligt via http://www.smed.se/vatten/data/plc5 (SMED, 2013).
Retention	Avskiljning genom biologiskt upptag, denitrifikation och sedimentation av näringsämnena som sker i sjöar och vattendrag.
Specifik avrinning	Avrinning per ytenhet. Anges i modellen som mm/månad.
Typhalter	Läckage [mg/l] från skogsmark, myrar, hyggen och övriga öppna marker.

Bakgrund

Övergödning är ett miljöproblem i såväl sjöar som i Östersjön och Västerhavet. I projektet "Finn de områden som göder havet mest" (Erlandsson m.fl., 2009) studerades särskilt de fyra områdena Fjällbacka inre skärgård, fjordsystemet innanför Orust och Tjörn, Inre Kungsbackafjorden och Skälderviken. Två av dessa områden har valts ut till denna studie, nämligen Stigfjorden, det vill säga fjordsystemet innanför Orust och Tjörn samt Hovmanneån som mynnar i Inre Kungsbackafjorden och Torpaån som mynnar i yttre Kungsbackafjorden.

Målsättningen har varit att göra en lokalt anpassad källfördelningsanalys med FyrisNP-modellen samt genomföra beräkningar av olika åtgärdsscenarier. I arbetet med källfördelningsanalysen har lokala data samlats in för att förbättra de nationella data som finns i PLC5-beräkningarna (Brandt m.fl., 2008; SMED, 2013).

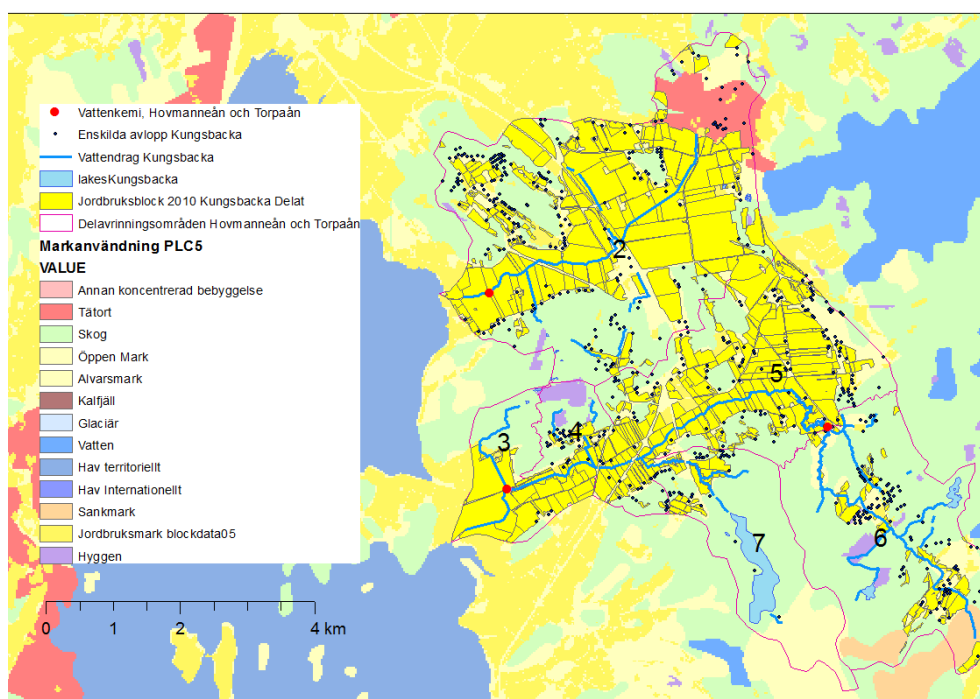
Områdesbeskrivning

Hovmanneån och Torpaån

Hovmanneån mynnar i inre Kungsbackafjorden, tillsammans med Kungsbackaån och Rolfsån. Söder om Hovmanneån finns Torpaån som mynnar i yttre Kungsbackafjorden (Figur 1). Hovmanneån och Torpaån har i detta projekt analyserats tillsammans, men det lilla mellanliggande landområdet där b.l.a. Tjolöholms slott ligger har inte inkluderats. Hovmanneåns avrinningsområde är 16,5 km² och Torpaån 25,5 km² och tillsammans utgör avrinningsområdet alltså 42 km². Som samlingsnamn på de båda åarna i modelleringen används i denna rapport både Kungsbackafjorden och Hovmanneån/Torpaån. Hela Kungsbackafjorden har dock ett mycket större avrinningsområde än vad som modellerats i denna studie.

Stigfjorden

Mellan Orust i norr och Tjörn i söder finns Stigfjorden (inklusive Kalvöfjorden). Avrinningsområdet är 116 km² stort. Största arealen, 87,4 km² finns på Orust (Figur 2). De båda största åarna i Stigfjordens avrinningsområde på Orust har flera stavningsvarianter. Det är Hagån/Hagaån och Straneå/Strane å/Stranne å. I denna rapport används stavningarna Hagaån och Strane å. Den tredje större ån på Orust är Kärrebergsån och på Tjörns norra del finns Rörabäcken.



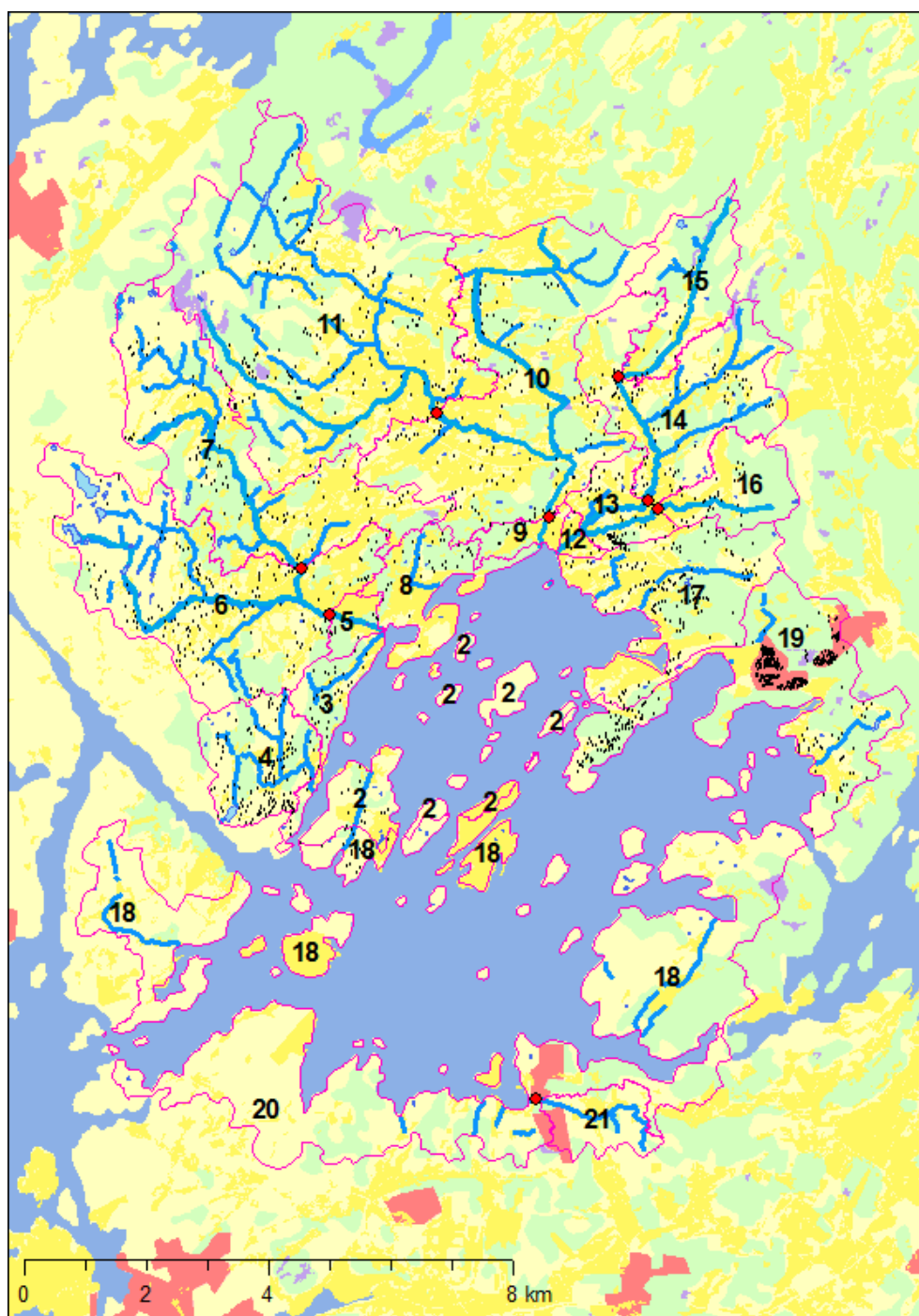
Figur 1. Karta över Hovmanneån (delavrinningsområde 2) och Torpaån (delavrinningsområde 3-7), med markanvändning enligt PLC5, jordbruksmark (-block) år 2010, sjöar, vattendrag, inventerade avlopp och mätstationer för vattenkemi.

Markanvändning

Hovmanneån och Torpaån domineras av skog- och jordbruksmark (Tabell 1, Tabell 2). Jordbruksmarkens andel är särskilt stor i Hovmanneån och de nedre delarna av Torpaån, med en andel på mellan 38 och 58 % i de olika delavrinningsområdena.

I Stigfjordens avrinningsområde är öppen mark den dominerande markanvändningen (Tabell 1, Tabell 2; Figur 2). Största förekomsten av jordbruksmark är i Hagaåns avrinningsområde.

Grödfördelningen år 2009 visar på en mycket stor dominans av vallodling och bete i Stigfjordens avrinningsområde (Tabell 16a och Tabell 16b). Vall, bete, träda och övrig icke brukad jordbruksmark uppgick till 87 % av jordbruksarealen. Det vanligaste sädeslaget var havre, som odlades på endast 6 % av jordbruksarealen. Vallodlingen utgör den största grödkategorin även i Hovmanneån/Torpaån (Tabell 14) men dominansen är inte lika total som i Stigfjorden. Vall, bete, träda och icke brukad jordbruksmark uppgick till 56 % av jordbruksmarken. Vårkorn, vår- och höstveten samt havre odlades på 36 % av jordbruksarealen. Odlingen var intensivare, det vill säga med en större andel säd och mindre andel vallodling, i Hovmanneåns avrinningsområde än i Torpaåns (Tabell 14).



Figur 2. Karta över Stigfjorden, med markanvändning enligt PLC5, sjöar, vattendrag, mätstationer för vattenkemi samt de fastigheter vars avlopp inventerats på Orust. De inventerade avloppen på Tjörn har inte kopplats till någon kartkoordinat. Teckenförklaringen är densamma som i Figur 1 förutom att jordbruksblocken år 2010 inte är utritade här.

Tabell 1: Markanvändning i de två områdena i km².

Område	Area (km ²)	Vatten (km ²)	Skog (km ²)	Hygge (km ²)	Myr (km ²)	Jordbruk (km ²)	Bete och obrukad jordbruksmark (km ²)	Öppen (km ²)	Urbant (km ²)
Stigfjorden	116,8	0,5	33,9	1,0	0	17,2	9,5	53,4	1,3
Hovmanneån/Torpaån	42,1	0,5	16,9	0,5	0,6	13,3	2,1	7,0	1,0

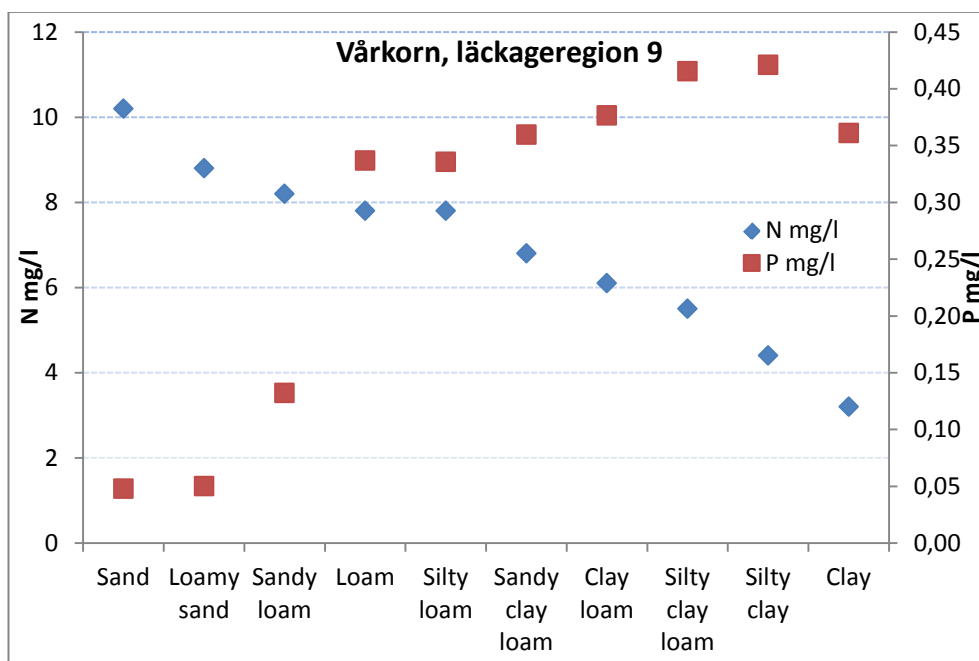
Tabell 2: Markanvändning i de två områdena (%)

Område	Vatten (%)	Skog (%)	Hygge (%)	Myr (%)	Jordbruk (%)	Bete och obrukad jordbruksmark (%)	Öppen (%)	Urbant (%)
Stigfjorden	0,4	29,0	0,9	0,0	14,8	8,1	45,7	1,1
Hovmanneån/Torpaån	1,2	40,2	1,2	1,5	31,7	5,1	16,6	2,5

Metod

Indata

Indata för perioden 2007 till 2011 har samlats in. Simuleringarna med FyrisNP bygger på data (Tabell 3) från PLC5-rapporteringen (Brandt m.fl., 2008), med komplettering av lokala data på vattenkemi (totalkväve och totalfosfor), vattentemperatur, avloppsreningsverk och enskilda avlopp. En finare delavrinningsområdesindelning har gjorts. Jordbruksinformationen har baserats på 2009 års data, till skillnad från år 2005 i PLC5. Jordbruksläckaget har tagits från den fördjupade miljömålsuppföljningen (Blombäck m.fl., 2011) och jordbruksarealen med jordbruksblock och jordbruksgrödor från år 2009. Jordbruksläckaget finns beräknat för upp till 15 olika grödor och tio olika jordarter, baserat på statistik för grödsammansättning, gödsling, skörd och jordbearbetningstidpunkter. Båda områdena i studien tillhör läckageregion 9 (västsvenska dalbygden). En detaljerad beskrivning av indata redovisas i Bilaga A, Förbättringar, kompletteringar och justeringar av indata.



Figur 3. Läckage av kväve och fosfor (med lutning 2,57 %, det vill säga lutningsklass 2 och markfosforhalt 0,76 g P/kg, det vill säga fosforklass 2) för vårkorn i läckageregion 9 (västsvenska dalbygden) från samtliga beräknade jordar år 2009 (Blombäck m.fl., 2011).

Att sätta upp FyrisNP-modellen för ett område är delvis en iterativ process där indata successivt förbättras. Efter jämförelse med de första preliminära simuleringsresultaten gjordes modifikationer av åkermarkens jordart i främst Hovmanneån/Torpaån och av fosforläckaget från öppen mark i Stigfjordens avrinningsområde (Bilaga B, Test av bruttoberäkningar för olika åkermarksjordarter). Anledningen till att åkermarkens jordart ändrades i modelluppsättningen är att jordbruksläckaget är starkt beroende av åkermarkens textur. Vid en högre lerhalt är fosforläckaget högt och kväveläckaget lågt, medan

en högre sandhalt ger ett högt kväveläckage och ett lågt fosforläckage (Figur 3). En liten förändring i åkermarkens jordart kan ibland ge en stor påverkan på det beräknade jordbruksläckaget.

Tabell 3: Översikt över indatakällorna i modelleringen. PLC5-data (Brandt m.fl., 2008) kan laddas ned via <http://www.smed.se/vatten/data/plc5> (SMED, 2013).

Data	Källa	Anmärkning
Delavrinningsområdesindelning	SVAR 2010; GSD-Höjddata grid 2+; fastighetskartans vattendraglinjer	De yttre gränserna har behållits, men ny indelning har gjorts inom dessa
Arealer markanvändningsklasserna	PLC5-kartan (från översiktskartan); jordbruksblock år 2010; sjöar från vägkartan och sjöregistret	
Grödor	Stödsökta grödor (IAKS) år 2009	Med översättningsnyckel från de ca 100 grödkoderna till 15 grödklasser
Lutning närmast vattendragen	GSD-Höjddata grid 50+; jordbruksblocken år 2010	
Vattendragens area	Längder: vägkartan; bredder: Google Earth (2013)	
Åkermarkens jordart	PLC5 och tester av andra jordarter	
Fosforhalt i jordbruksmarken	PLC5	
Typhalter för skog, myr, hygge och öppen mark	PLC5 med modifikation för fosfor i Stigfjorden	
Läckagekoefficienter för jordbruksgrödor	Fördjupad miljömålsuppföljning för år 2009 och kontinuerliga fosfor-ekvationer	
Enskilda avlopp	Inventeringar; utsläpps- och reningsschabloner inför PLC6; information om antalet boende eller schabloner; närvaroschablon	Boende: Schabloner för fritidshus, information om antalet skrivna på Orust och i Kungsbacka. Antar 2,5 boende på Tjörn.

Data, fortsättning	Källa, fortsättning	Anmärkning, fortsättning
Dagvatten	PLC5	Fördelat i de nya delavrinningsområdena utifrån procentuell andel urban areal
Reningsverk	Miljörapporter	Saknas i Hovmanneån/Torpaån
Specifik avrinning	S-HYPE (2010_version_1_0_2)	
Vattentemperatur	Uppmätt vattentemperatur i vattendraget, närliggande vattendrag eller lufttemperatur	
Uppmätta halter av totalfosfor och totalkväve; Mätpunkternas koordinater	Kommunala mätningar	
Deposition	PLC5	

Scenarioberäkningar

Flera olika åtgärdsscenarier har beräknats. Antagandena som ligger till grund för simuleringen av några av jordbruksåtgärderna är baserade på de simuleringar som genomförts i Svärtaån i Södermanland av Blombäck m.fl. (2013). I rubrikerna nedan anges om åtgärden har beräknats för reduktion av kväve (N) eller fosfor (P).

Enskilda avlopp (N och P)

Ett antal av de enskilda avloppen i de båda områdena är klassade som underkända av de respektive kommunerna. Ett scenario är alltså att beräkna effekten av om alla underkända enskilda avlopp bytts ut mot slamavskiljare+infiltrationsbädd (P-reningsgrad 50 % och N-reningsgrad 30 %) vilket motsvarar en godkänd anläggning. Ett annat scenario som användes för Stigfjorden är att beräkna effekten av om alla enskilda har en reningsnivå motsvarande de bästa minireningsverken (P-reningsgrad 85 % och N-reningsgrad 40 %). I Hovmanneån/Torpaån undersöktes istället den möjliga maximala effekten som man kan få om alla utsläpp från de enskilda avloppen helt togs bort från avrinningsområdet.

Strukturkalkning av jordbruksmarken (P)

Strukturkalkning lyfts fram som en lovande och kostnadseffektiv åtgärd mot fosforläckage eftersom kalkningen även förbättrar jordarnas bördighet. Strukturkalkning har bäst effekt på lerjordar och reducerar läckaget av partikulärt bundet fosfor. Liksom för många andra åtgärder finns det få studier om

strukturkalkningens effekt (Collin, 2010). I dessa scenarioräkningar användes därför antagandet att strukturkalkningen schablonmässigt reducerar 20 % av fosforläckaget på lerjordar (Blombäck m.fl., 2013).

Grödföljder (inklusive fånggröda och vallinsådd) och vårbearbetning (N)

Grödföljden har en stor effekt på kväveläckaget. Ett stort inslag av vall i grödföljden ger ett lägre läckage även för andra grödor, eftersom vallen ofta är insådd och inte plöjs på samma sätt. Läckagekoefficienter för den lokala grödföljden har dock inte kunnat beräknas i området. Däremot gjordes scenarioräkningar där läckagekoefficienterna för havre, vårkorn, vårvete och höstvetete ersattes med de ca 20-40 % lägre läckagen för dessa grödor som en effekt av odling tillsammans med fånggröda med vårbearbetning och vallinsådd.

Våtmarker för kväve (N) och fosfor (P)

FyrisNP kan beräkna reningseffekten för våtmarker utifrån antaganden om våtmarkernas storlek och hur stor andel av delavrinningsområdets vattenflöde som leds igenom våtmarken. Beräkningen för kväve är mer dynamisk och beror dessutom på koncentrationen i det inkommande vattnet, medan fosforberäkningen schematiskt reducerar 11 % av det inkommande vattnet. Önskvärt är att våtmarkerna placeras på öppen mark i anslutning till vattendragen, för att inte behöva reducera jordbruksarealen, men Torpaån och Hovmanneån saknar sådan mark nära vattendragen och där skulle våtmarker behöva placeras på själva jordbruksmarken. Även i Stigfjordens avrinningsområde antogs att våtmarkerna skulle placeras på jordbruksmark.

I Torpaån och Hovmanneån simulerades i ett alternativ en våtmark som täcker 0,5 % av jordbruksarealen i de två största delavrinningsområdena (2 och 4) och som ett maxalternativ simulerades en våtmark som täcker 3 % av jordbruksarealen i de två utloppsdelavrinningsområdena (2 och 3). I Stigfjorden simulerades att 0,5 respektive 1 % i de delavrinningsområden vars jordbruksareal som odlas till mer än 10 % med intensivare grödor (delavrinningsområdena 4, 5, 7, 10, 11, 14, 16, 17, 19 och 21).

Sedimentationsdammar (P)

Sedimentationsdammar är till skillnad från våtmarker konstruerade för att optimera fosforreduktionen. De är därför djupare än våtmarkerna så att den partikelbundna fosfor lättare ska kunna sedimentera. Forskning om sedimentationsdammars effekt i Sverige har precis påbörjats (Kynkäänniemi m.fl., 2013). Antagandena om reningseffekten i sedimentationsdammar blir därför mycket förenklade. Här användes ett antagande liknande Blombäck m.fl. (2013): 20 % reningseffekt i sedimentationsdammar som tar en försumbar jordbruksareal i anspråk samtidigt som de tar emot 50 % av all jordbruksavrinning. Även viss kväverening sker i sedimentationsdammar men den effekten har inte beräknats i denna studie.

Skyddszoner (P)

För att beräkna effekten av skyddszoner² behöver modellen FyrisCOST sättas upp för området. När ett fält odlas med vall antas inte skyddszonen ha någon ytterligare

² Skyddszoner är gräsbevuxen mark som inte plöjs upp och anläggs längs med diken och vattendrag för att minska ytavrinningen och därmed tillförseln av fosfor till vattendragen.

reducerande effekt. Potentialen för att anlägga skyddszoner i Stigfjorden med sin höga andel vallodling är därför mycket låg. För Hovmanneån och Torpaån togs skyddszonernas reducerande effekt från de nationella beräkningarna FyrisSKZ (SLU, 2013) där beräkningar gjorts för delavrinningsområdena enligt PLC5-indelningen. En jämförelse gjordes också med resultaten för de större PLC5-delavrinningsområden på Orust och Tjörn.

Med FyrisSKZ har skyddszonspotentialen och skyddszonskostnaden beräknats utifrån PLC5-data för hela Sverige. Rådata har hämtats från ICECREAM-beräkningarna till PLC5. Arealen av jordbruksmark (jordbruksblock år 2005) inom 50 meter från vattendrag har beräknats (påverkansarea). Areal som odlas med bland annat vall har inte inkluderats i beräkningen eftersom skyddszoner inte antas ha någon ytterligare effekt för dessa grödor. De potentiella värdena som redovisas från FyrisSKZ-beräkningarna är gjorda för arealen exklusive bland annat vall.

Anpassade skyddszoner (P)

Ett alternativ till skyddszoner endast placerade utmed vattendrag är att behövsanpassa skyddszonen och placera den där man kan förutsäga att erosion sker, som runt ytvattenbrunnar och i konkava sluttningar (Djodjic, 2013). Det finns enkla metoder för att ta fram erosionsriskkartor (Alström och Wedding, 2013; Djodjic, 2013), men det ingick inte i denna studie. Som ett mycket grovt mått på effekten av anpassade skyddszoner gjordes beräkningar där alla högre lutningsvärden reducerades till den lägsta lutningsklassen (lutning = 1,43 %). Lutningarna i Torpaån och Hovmanneån är redan låga utom i delavrinningsområde 6 och 7 så motsvarande beräkning genomfördes inte här.

Anpassad gödsling (P)

Enligt PLC5-data har jordarna i Torpaån och Hovmanneån den högsta fosforklassen (klass 3). Man kan därför anta att dessa jordar historiskt är uppgödslade med fosfor och därför inte behöver gödslas lika mycket. I detta scenario beräknades fosforläckaget med fosforklass 2, med antagandet att med en anpassad gödsling skulle marken så småningom få denna lägre fosforhalt. I en motsvarande beräkning för Stigfjorden sänktes fosforklassen från 2 till 1, men denna sänkning kan vara mindre genomförbar i praktiken.

Fritidshusens utsläpp bara på sommaren

Normalt sett fördelas de 180 antagna persondagarna för fritidshus över hela året. En alternativ beräkning gjordes för Stigfjorden där dessa 180 dagar istället fördelades över juni, juli och augusti eftersom man kan anta att det är då de flesta fritidshus används. Hovmanneån och Torpaån är inte lika utpräglade sommarkommuner som Orust och Tjörn så där gjordes inte motsvarande beräkning.

Simulering med FyrisNP-modellen

FyrisNP-modellen är en förhållandevis lättanvänd källfördelningsmodell (Widén-Nilson m.fl., 2012a, b), med en excelfil som indata och ett fönsterbaserat användargränssnitt. Modellen är också enkel till sin uppbyggnad, med endast två parametervärden (*kvs* och *c0*) som kalibreras, och dessa styr retentionen. Samma parametervärden har använts i hela avrinningsområdet.

I beräkningarna för Stigfjorden och Hovmanneån/Torpaån har modellen tillämpats med månadstidssteg. Beräkningsperioden är satt till fem år, 2007 – 2011.

I ett första steg jämfördes simulerade koncentrationer med uppmätta koncentrationer. Vid stora skillnader gjordes försök att förbättra bruttobelastningen genom att främst anpassa jordbruksmarkens jordart.

Hela den simulerade tidsperioden är använd för kalibrering. Kalibreringen är gjord genom Monte Carlo-simuleringar av de två parametervärdena. Parametervärdeskombinationen som gett bäst Nash-Sutcliffe³-värde (*eff*) har använts. Nash-Sutcliffe-värdet har beräknats genom att alla uppmätta mätvärden slagits ihop till en enda tidsserie. Det ger högre Nash-Sutcliffe-värden än om enskilda mätstationer studeras.

Förutom *eff* beräknar FyrisNP även korrelationskoefficienten *r*. Nash-Sutcliffevärdet och korrelationskoefficienten tar inte hänsyn till osäkerheten i mätdata. Därför beräknades i en efterföljande analys även hur ofta det simulerade värdet var inom $\pm 40\%$ av det uppmätta värdet. Detta stora osäkerhetsintervall är satt inte bara för att representera mätosäkerheten, utan också för att visa på osäkerheten som uppkommer i och med att mätvärdena är tagna vid ett specifikt tillfälle under en månad, medan FyrisNP simulerar ett månadsmedelvärde.

Ytavrinningens andel

Utifrån rådata från ICECREAM-beräkningarna till PLC5 har ytavrinningens andel av fosfortransporten tagits fram.

³ Mått ($-\infty$ till 1) som anger hur bra simulerade och uppmätta data stämmer överens. 1 anger perfekt överensstämmelse, och 0 betyder att de simulerade värdena beskriver de uppmätta värdena lika bra/dåligt som medelvärdet av de uppmätta värdena.

Resultat

Parametervärden och jämförelser med uppmätta data (netto)

De framkalibrerade parametervärdena (Tabell 5) ger en låg retention i de båda områdena (Tabell 4). Det är som förväntat med tanke på den lilla sjöarealen.

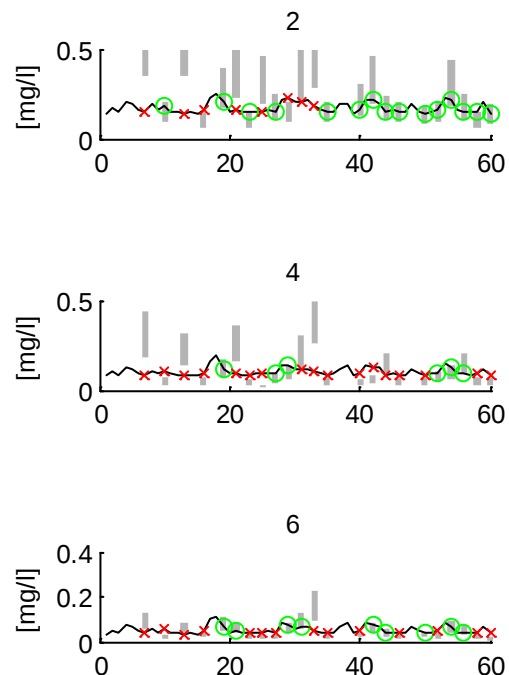
Kvävesimuleringen i Hovmanneån/Torpaån har en god överensstämmelse med uppmätta värden (Tabell 5, Figur 4), medan det var svårt att få en bra överensstämmelse mellan uppmätt och simulerad fosforkoncentration i båda områdena och för kväve i Hovmanneån/Torpaån (Tabell 5, Figur 4, Figur 5, Figur 6, Figur 7 och Figur 8). Fosforläckage sker ofta episodiskt, och uppmäts som några få höga koncentrationstoppar, och eftersom FyrisNP arbetar med läckagekoefficienter och typhalter som motsvarar långtidsmedelvärden kan fosfortopparna inte reproduceras.

Av Tabell 5 och ” Bilaga B, Test av bruttoberäkningar för olika åkermarksjordarter” framgår att ett jordartsbyte i Stigfjorden inte ger samma tydliga förbättring som i Kungsbackafjorden när man analyserar de simulerade nettokoncentrationerna. Kalibreringen av retentionen ger i Stigfjorden också för liten dynamik i de simulerade koncentrationerna jämfört med de uppmätta näringskoncentrationerna och särskilt för kväve i de uppströms liggande delavrinningsområdena 7, 11 och 15 när clay loam används (Figur 8). Med PLC5-jordarten loam får man en större dynamik (Figur 7). Vid beräkningar helt utan retention är också dynamiken rimligare (Figur 21 och Figur 22).

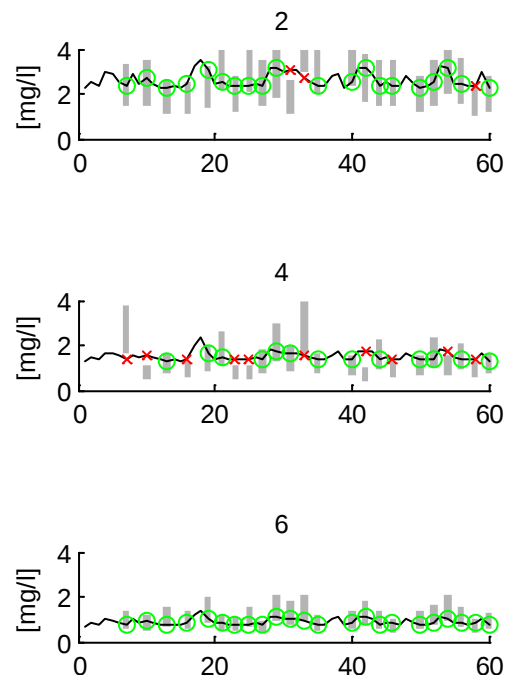
Total belastning

Den totala belastningen är starkt beroende av åkermarkens jordart. Detta märks allra tydligast för fosfor i Hovmanneån/Torpaån, där jordarten sandy clay loam med högre lerhalt ger en fosforbelastning på 2,9 ton, medan PLC5-jordarten sandy loam ger 1,5 ton (Tabell 4). Kvävebelastningen från Hovmanneån/Torpaån är ungefär 50 ton. I Stigfjorden är fosforbelastningen ungefär 4 ton och kvävebelastningen ungefär 60 ton (Tabell 4).

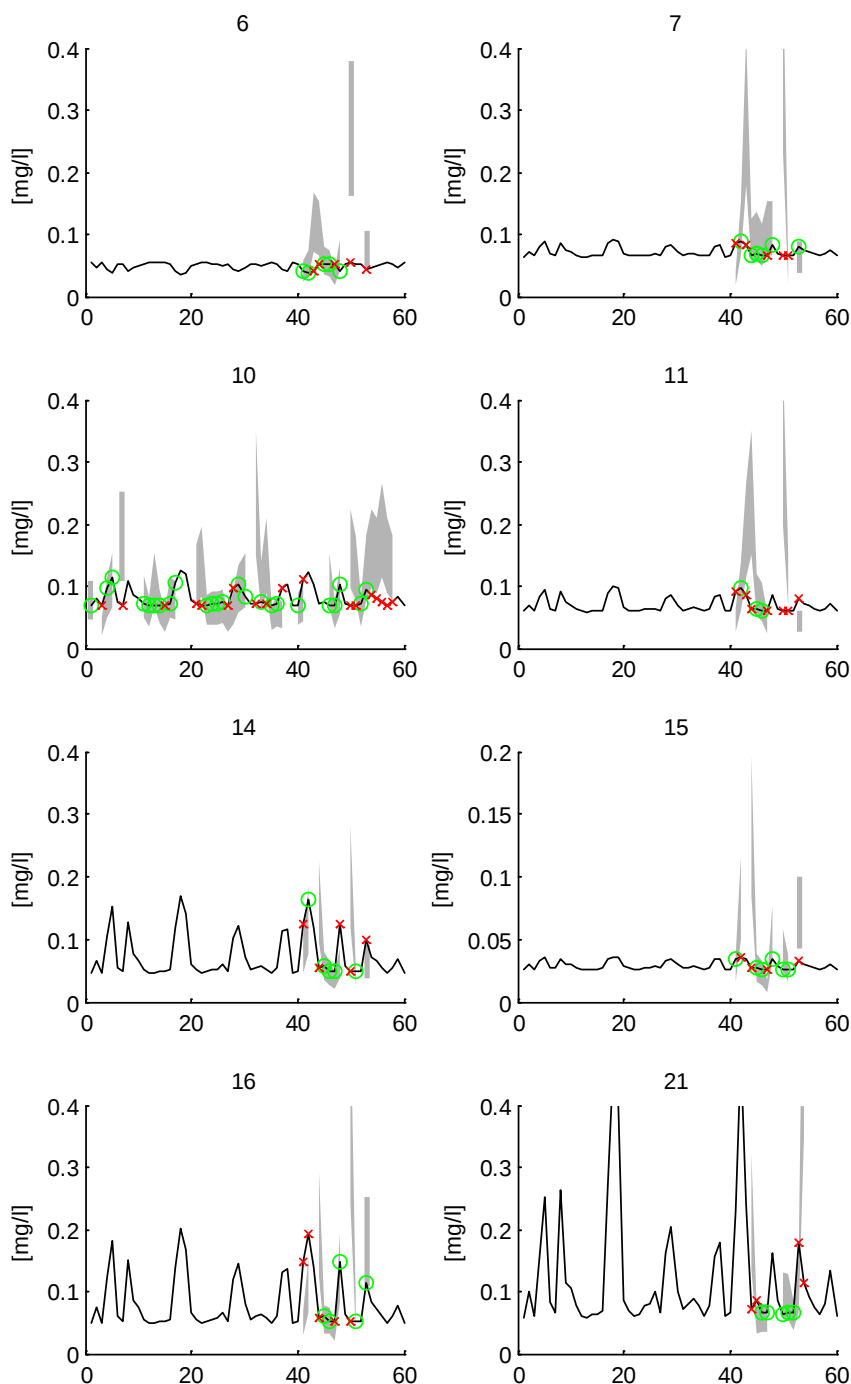
Fosfor



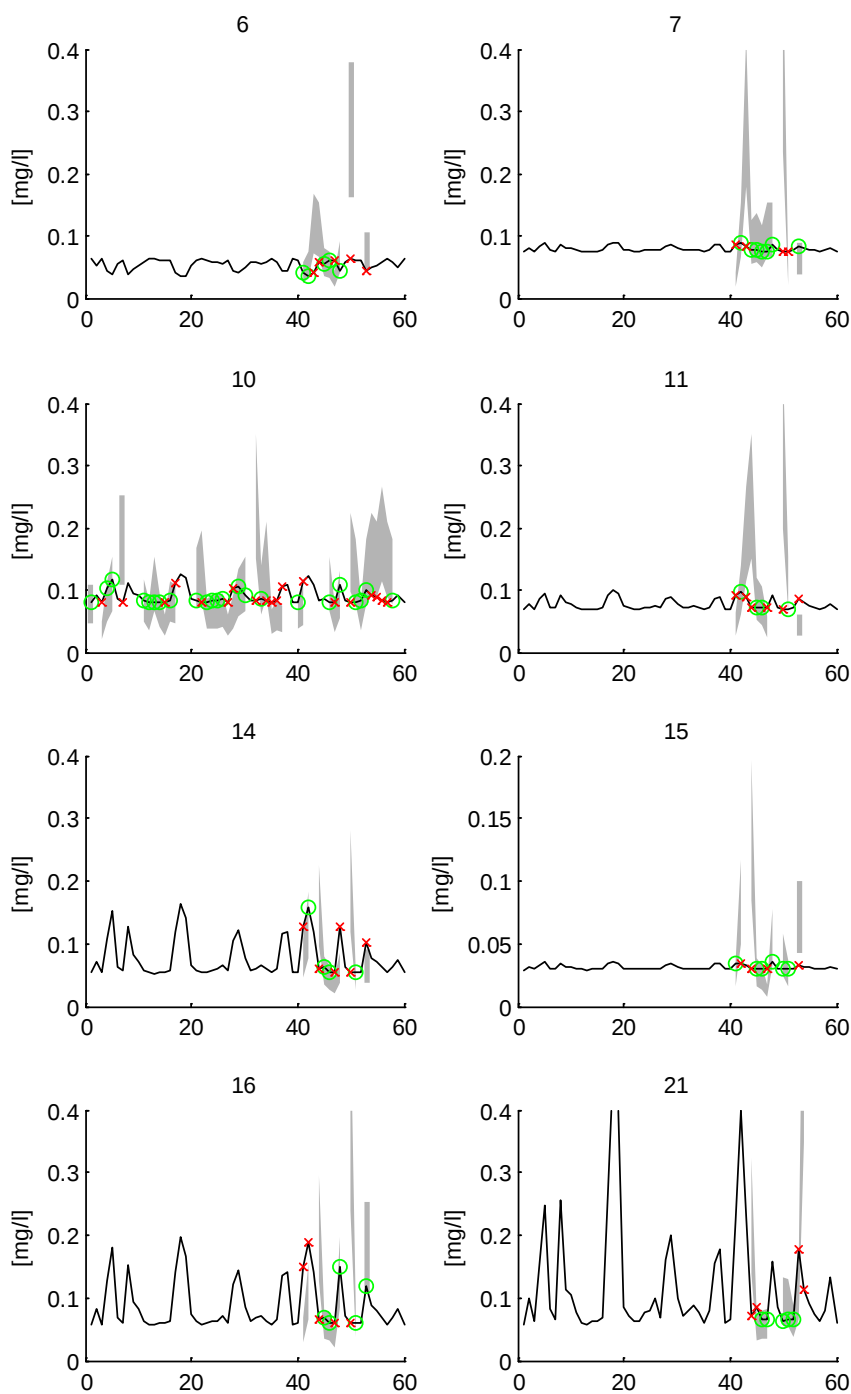
Kväve



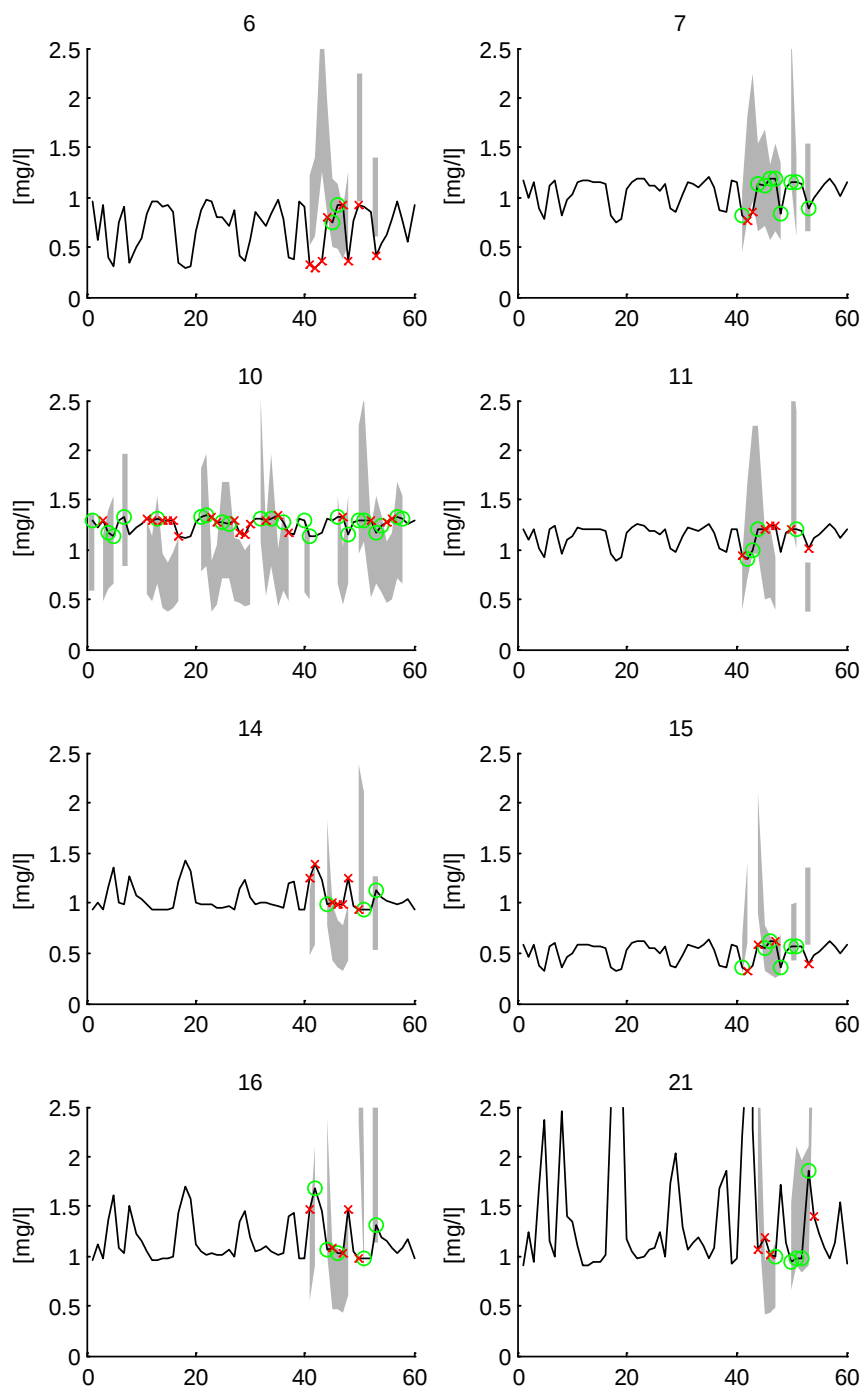
Figur 4 **Fosfor** (vänster) och **kväve** (höger). Simulerad **nettokoncentration** (svart linje) med åkermarkens jordart Sandy clay loam och uppmätta värden med 40-procentigt osäkerhetsintervall (grått område) i Hovmanneån (2), och Torpaåns mätpunkter Tjolöholm (4) och Allatorp (6). Observera att y-axeln för Allatorp har en annan skala för fosfor och att osäkerhetsintervallet över 0,5/4 mg/l inte visas för Hovmanneån. X-axeln anger månadsnumret. Gröna cirklar representerar månader med överlapp mellan simulerat värde och osäkerhetsintervallet för de uppmätta koncentrationerna. Röda kryss representerar månader då simulerade värden inte hamnar inom osäkerhetsintervallet för de uppmätta värdena.



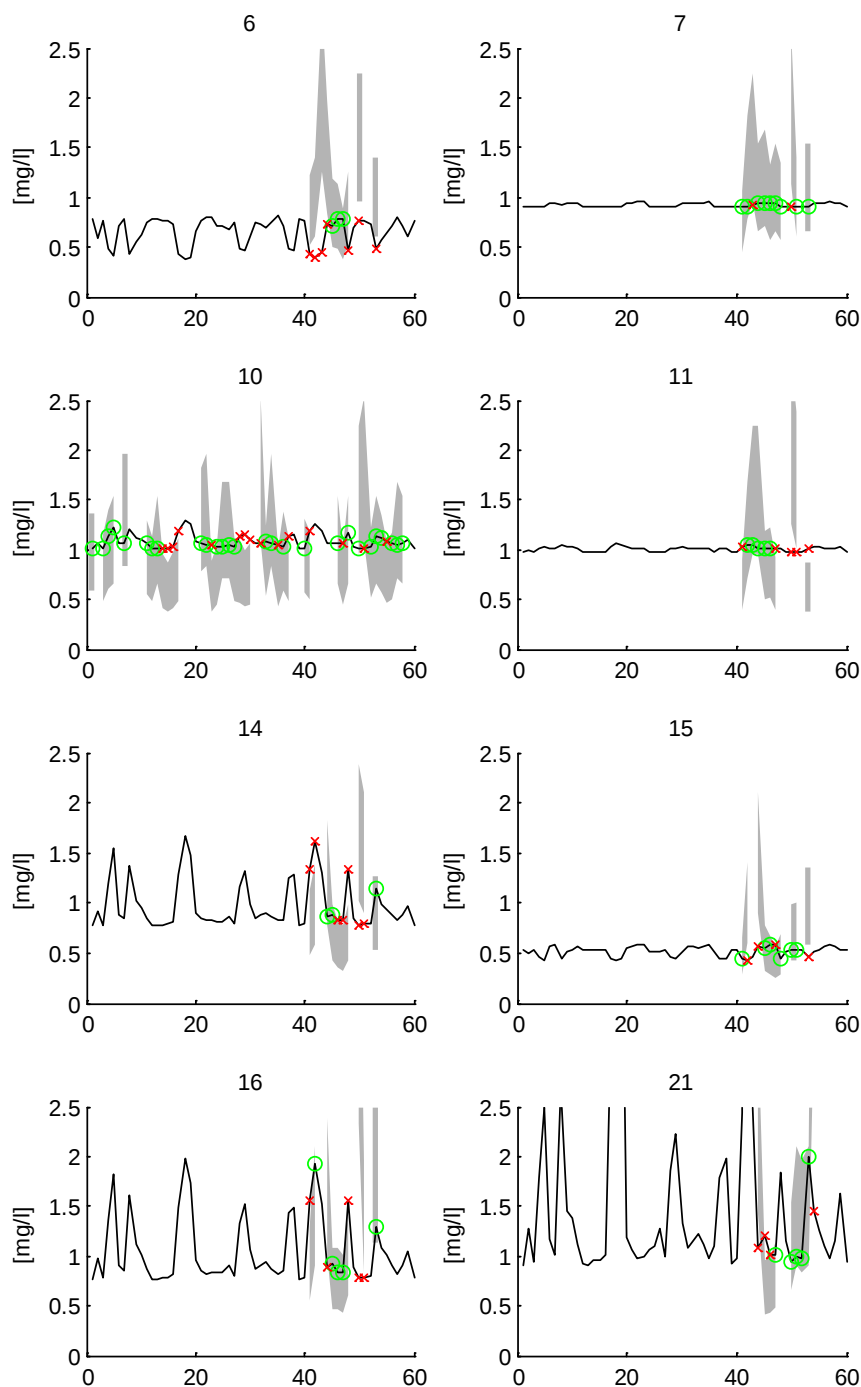
Figur 5. **Fosfor**. Simulerad **nettokoncentration** (svart linje) med **PLC5-jordarterna** (Loam på Orust och Clay loam i delavrinningsområde 21 på Tjörn) och justerat läckage för öppen mark och uppmätta värden med 40-procentigt osäkerhetsintervall (grått område) i de av Stigfjordens delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axeln för delavrinningsområde 15 har en annan skala och att högre värden än 0,4 mg/l inte visas för till exempel delavrinningsområde 21. X-axeln anger månadsnumret. Gröna cirklar representerar månader med överlapp mellan simulerat värde och osäkerhetsintervallet för de uppmätta koncentrationerna. Röda kryss representerar månader då simulerade värden inte hamnar inom osäkerhetsintervallet för de uppmätta värdena.



Figur 6. **Fosfor**. Simulerad **nettokoncentration** (svart linje) med **Clay loam** överallt och justerat läckage för öppen mark och uppmätta värden med 40-procentigt osäkerhetsintervall (grått område) i de av Stigfjordens delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axeln för delavrinningsområde 15 har en annan skala och att högre värden än 0,4 mg/l inte visas för till exempel delavrinningsområde 21. X-axeln anger månadsnumret. Gröna cirklar representerar månader med överlapp mellan simulerat värde och osäkerhetsintervallet för de uppmätta koncentrationerna. Röda kryss representerar månader då simulerade värden inte hamnar inom osäkerhetsintervallet för de uppmätta värdena.



Figur 7. **Kväve**. Simulerad **nettokoncentration** (svart linje) med **PLC5-jordarterna** (Loam på Orust och Clay loam i delavrinningsområde 21 på Tjörn) och uppmätta värden med 40-procentigt osäkerhetsintervall (grått område) i de av Stigfjords delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att högre värden än 0,4 mg/l inte visas för till exempel delavrinningsområde 21. X-axeln anger månadsnumret. Gröna cirklar representerar månader med överlapp mellan simulerat värde och osäkerhetsintervallet för de uppmätta koncentrationerna. Röda kryss representerar månader då simulerade värden inte hamnar inom osäkerhetsintervallet för de uppmätta värdena.



Figur 8. **Kväve**. Simulerad **nettokoncentration** (svart linje) med **Clay loam** överallt och uppmätta värden med 40-procentigt osäkerhetsintervall (grått område) i de av Stigfjords delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att högre värden än 2,5 mg/l inte visas för till exempel delavrinningsområde 21. X-axeln anger månadsnumret. Gröna cirklar representerar månader med överlapp mellan simulerat värde och osäkerhetsintervallet för de uppmätta koncentrationerna. Röda kryss representerar månader då simulerade värden inte hamnar inom osäkerhetsintervallet för de uppmätta värdena.

Tabell 4. Total brutto- och nettobelastning, översiktlig retention och den antropogena delen av nettobelastningen (antrop. belastn.). Dessutom redovisas jordbrukets och de enskilda avloppens andel av den antropogena belastningen. Den översiktliga retentionen är grovt uträknat från den totala brutto- och nettobelastningen, vilket är ett vanligt, men inte helt korrekt beräkningssätt. Observera att den totala belastningen av enskilda avlopp är konstant för de olika jordarterna, och den procentuella andelen beror på storleken på jordbruksbelastningen. För fosforberäkningen i Stigfjorden med PLC5-jord tillsammans med PLC5-beskrivningen av den öppna marken redovisas endast bruttoresultatet eftersom ingen slutgiltig kalibrering av retentionsparametrarna gjorts för detta alternativ.

Område och substans	Total belastning, brutto (ton/år)	Total belastning, netto (ton/år)	Översiktlig retention (% av brutto)	Antrop. del (% av nettobelastningen)	Jordbrukets andel (% av antrop. belastn.), inklusive bete för fosfor	Enskilda avlopps andel (% av antrop. belastn.)
Kungsbacka, kväve (N), PLC5-jord (sandy loam)	55	52	6	56	81	11
Kungsbacka, kväve (N), (sandy clay loam)	46	45	2	54	86	9
Kungsbacka, fosfor (P), PLC5-jord (sandy loam)	1,5	1,5	0	53	62	33
Kungsbacka, fosfor (P), (sandy clay loam)	2,9	2,9	0	62	83	15
Stigfjorden, kväve (N), PLC5-jord (mest loam)	73	65	8	36	65	28
Stigfjorden, kväve (N), Clay loam överallt	61	55	5	34	56	35
Stigfjorden, fosfor (P), PLC5-jord (mest loam)	5,3					
Stigfjorden, fosfor (P), PLC5-jord (mest loam), öppen mark som skog	4,0	3,7	8	60	68	30
Stigfjorden, fosfor (P), Clay loam överallt, öppen mark som skog	4,6	4,2	9	60	72	27

Tabell 5. De kalibrerade parametervärdena, $c0$ och kvs , utvärderingsmått eff och r med ihopsatt tidsserie samt procent av tiden som de simulerade värdena är inom $\pm 40\%$ av mätvärdet.

Område och substans	$c0$	kvs	eff konc.	r konc.	eff transp.	r transp.	% av tiden inom $\pm 40\%$ av mätvärdet
Kungsbacka, kväve (N), PLC5-jord (sandy loam)	0,998	1,010	0,51	0,77	0,72	0,89	62
Kungsbacka, kväve (N), (sandy clay loam)	0,995	0,161	0,57	0,77	0,80	0,89	81
Kungsbacka, fosfor (P), PLC5-jord (sandy loam)	0,782	0,000 3	-0,16	0,52	0,06	0,68	48
Kungsbacka, fosfor (P), (sandy clay loam)	0,220	0,001 5	0,27	0,62	0,35	0,71	43
Stigfjorden, kväve (N), PLC5-jord (mest loam)	0,996	1,565	-0,11	0,14	0,75	0,91	50
Stigfjorden, kväve (N), Clay loam överallt	0,992	1,089	-0,10	0,16	0,82	0,91	56
Stigfjorden, fosfor (P), PLC5-jord (mest loam), öppen mark som skog	0,997	0,931	-0,17	0,14	0,49	0,77	53
Stigfjorden, fosfor (P), Clay loam överallt, öppen mark som skog	0,973	1,033	-0,11	0,15	0,55	0,76	53

Tabell 6. Källfördelning (%) av bruttobelastning med olika simuleringsalternativ. Nettovärdena skiljer sig mindre än en procentenhet från dessa värden.

Område	Kungsbacka				Stigfjorden				
Substans	N		P		N		P		
Jordart	PLC5	Sandy clay loam	PLC5	Sandy clay loam	PLC5	Clay loam	PLC5	PLC5	Clay loam
Typhalt för öppen mark	PLC5	PLC5	PLC5	PLC5	PLC5	PLC5	PLC5	Skog	Skog
Skog	8,2	9,9	5,5	2,8	11,1	13,3	2,8	3,7	3,3
Hygge	1,7	2,0	0,3	0,1	1,9	2,3	0,1	0,2	0,2
Myr	0,6	0,7	0,2	0,1	-	-	-	-	-
Jordbruk	74,1	69,9	50,7	69,4	46,2	38,7	36,2	47,3	50,1
Bete + obrukad jordbruksmark	4,4	4,3	7,4	9,0	11,5	10,4	18,3	23,9	24,3
Öppen mark	3,4	4,1	14,1	7,2	17,7	21,3	27,8	5,8	5,2
Stora punktkällor	-	-	-	-	0,6	0,7	0,2	0,2	0,2
Enskilda avlopp	5,1	6,1	17,7	9,1	9,9	11,9	13,9	18,2	16,2
Dagvatten	1,4	1,7	4,1	2,1	0,5	0,6	0,5	0,7	0,6
Sjödeposition	1,0	1,3	0,1	0,1	0,6	0,8	0,0	0,0	0,0
Totalt	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Källfördelning

Källfördelningen anger hur stor andel av näringsämnet som kommer från en viss källa såsom jordbruksmark eller enskilda avlopp. Som redan nämnts har valet av åkermarkens jordart, och därmed jordbruksläckaget, stor påverkan på den procentuella källfördelningen (Tabell 6).

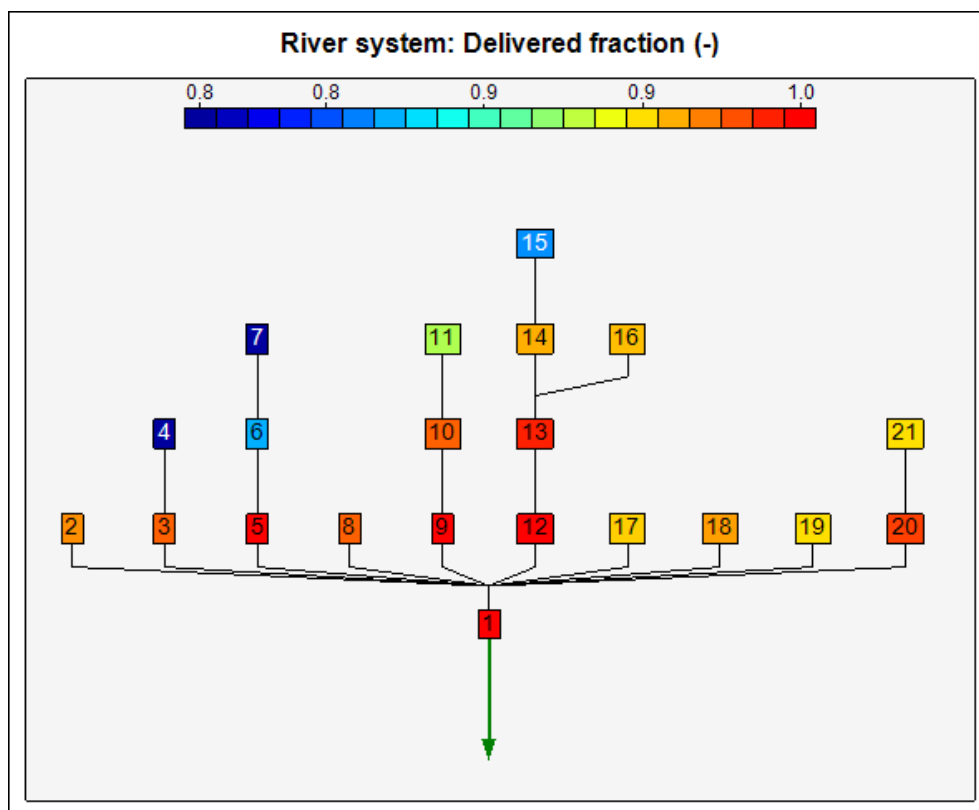
Det är jordbruket som har den största andelen av både kväve- och fosforbelastningen i båda avrinningsområdena. I Stigfjordens avrinningsområde är dock inte jordbruket lika dominerande utan även andra källor som enskilda avlopp märks. Jordbruket i Stigfjorden är lågintensivt, med ett mycket stort inslag av vallodling.

Eftersom retentionen i områdena är så låg är källfördelningen av brutto- och nettobelastningen mycket lika.

Fördelning mellan delavrinningsområden

Andel av näringsbelastningen som når havet

Som redan nämnts är retention låg i de båda områdena. Det finns dock en liten skillnad mellan delavrinningsområdena, men det har en marginell påverkan på fördelningen i nettobelastningen.



Figur 9. Andel av fosforbelastningen (med åkermarkens huvudsakliga jordart loam enligt PLC5) från varje delavrinningsområde som når Stigfjorden. Värdena är ungefär desamma för såväl fosfor som kväve med åkermarkens jordart clay loam som har högre lerhalt.

I Stigfjorden når mer än 90 % av näringsbelastningen från delavrinningsområdena havet, utom från delavrinningsområde 4 och 7 där ca 75 % når havet och delavrinningsområde 6 och 15 där ca 83 % når havet. Dessa ungefärliga siffror gäller både fosfor och kväve med clay loam och PLC5-jord (främst loam) för fosfor (Figur 9), medan en lägre andel av kvävebelastningen når havet med PLC5-jorden.

I Hovmanneån/Torpaån når närmare 100% av fosfor havet, vid simuleringar med åkermarkens jordart sandy clay loam. Kväve från delavrinningsområde 7 har en viss retention men det märks inte i belastningen från havet eftersom delavrinningsområde 7 är en så liten källa.

Fördelning av bruttobelastning mellan delavrinningsområdena

I Stigfjorden står Hagaån (delavrinningsområde 9-11) för den största näringsbelastningen av både kväve och fosfor. Hagaån är det största avrinningsområdet, men har även efter areanormalisering den högsta belastningen (Tabell 8, Figur 10). Totala jordbruksbelastningen är också störst i Hagaån, medan Rörabäcken har högst areell jordbruksbelastning (Tabell 8). Det beror på att 38 % av jordbruksarealen i Rörabäcken odlades med havre år 2009, jämfört med en mycket stor andel vall i resten av Stigfjordens avrinningsområde. Den största belastningen från enskilda avlopp kommer även den från Hagaån (Figur 10), men Tjörn (delavrinningsområde 20 och 21) och området kring Lalleröd (delavrinningsområde 3 och 4) har högst belastning per areaenhet (Tabell 8).

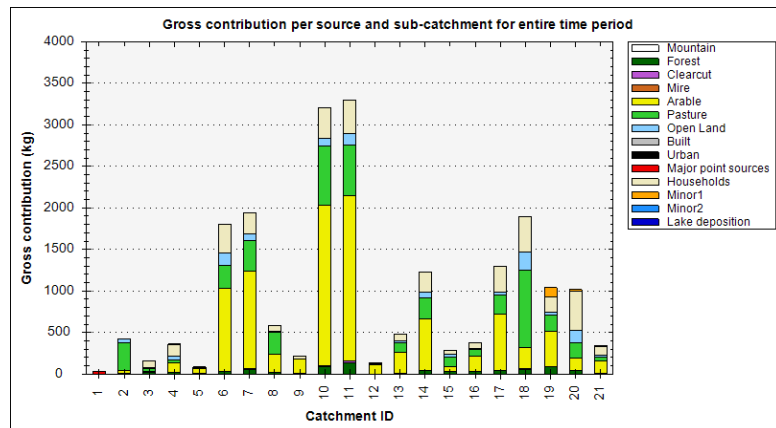
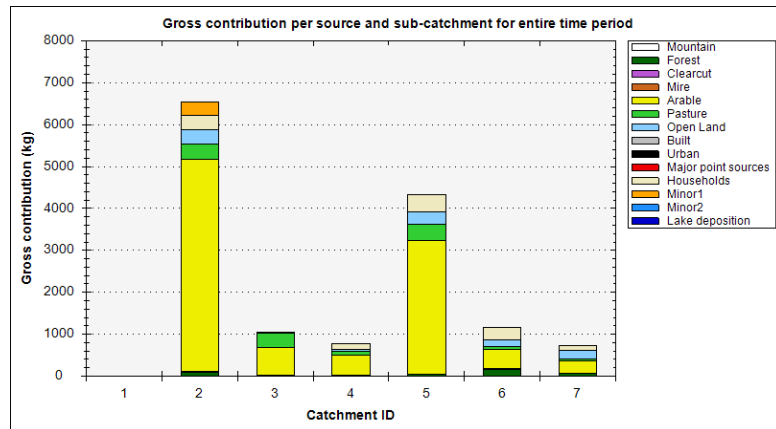
I Kungsbackafjorden är skillnaderna mellan Torpaån och Hovmanneån små. Torpaån har en något större bruttobelastning av kväve och fosfor än Hovmanneån (Figur 10), men utslaget per areaenhet är den totala belastningen från Hovmanneån lite större (Tabell 7). Trots att Hovmanneån har ett intensivare jordbruk än Torpaån är den areella jordbruksbelastningen något större i Torpaån (Tabell 7) på grund av en högre avrinning. Torpaån har också en högre belastning från de enskilda avloppen än vad Hovmanneån har.

Fördelningen av bruttobelastningen mellan delavrinningsområdena är alltså en sammanviktnings av vilka områden som har bland annat stor areal, hög avrinning och intensivare jordbruk.

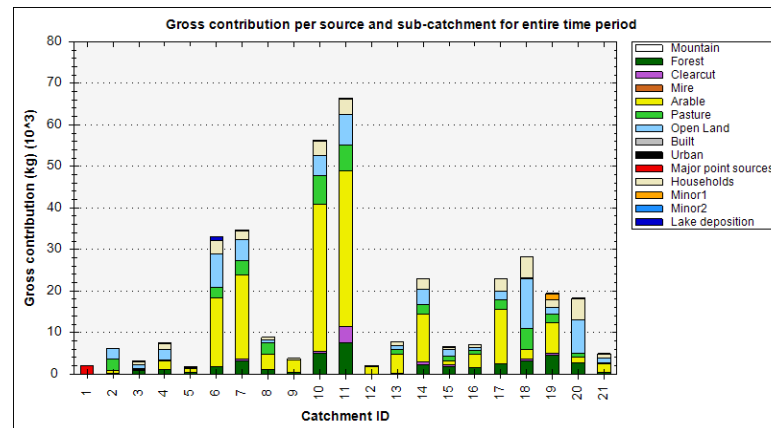
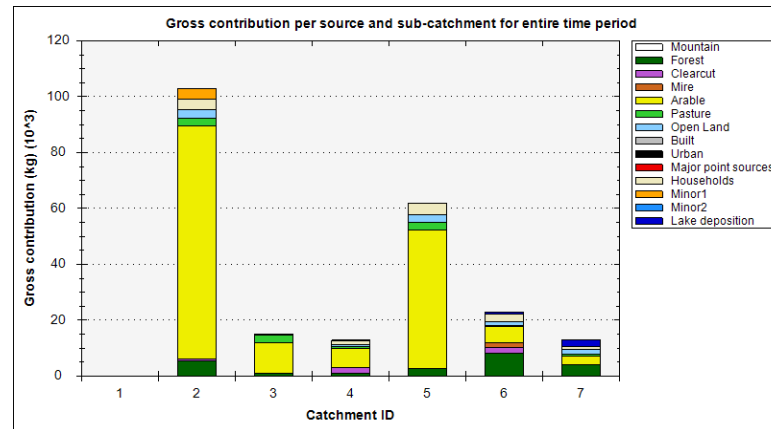
Tabell 7. Bruttobelastning i kg/ha/år uppdelat på Hovmanneån och Torpaån, simulerat med åkermarkens jordart sandy clay loam.

Delavrinningsområden	Totalt [kg/ha totalt/år]		Enskilda avlopp [kg/ha totalt/år]		Jordbruk odlat [kg/ha åker/år]	
	P	N	P	N	P	N
Hovmanneån	0,79	12,5	0,04	0,45	1,40	23,1
Torpaån	0,63	9,9	0,08	0,81	1,66	25,0

Fosfor



Kväve



Figur 10. Bruttobelastning av fosfor (vänster) och kväve (höger) från delavrinningsområdena i Kungsbackaområdet (sandy clay loam, övre raden) och Stigfjorden (PLC5-jordart, nedre raden). Households = enskilda avlopp och Minor1 = dagvatten. Källorna Mountain, Built, Urban och Minor2 är inte med.

Tabell 8. Bruttobelastning i kg/ha/år för grupperingar av delavrinningsområden i Stigfjorden, simulerat med PLC5-jordarten (loam på Orust och clay loam på Tjörn). Med den lerigare clay loam även på Orust blir totalbelastningen ca 4-5 kg/ha totalt/år lägre och jordbuksbelastningen ca 6 kg/ha åker/år lägre i Orusts delavrinningsområden utom småöarna.

Delavrinningsområden	Totalt [kg/ha totalt/år]		Enskilda avlopp [kg/ha totalt/år]		Jordbruk odlat [kg/ha åker/år]	
	P	N	P	N	P	N
Strane å	0,36	6,6	0,06	0,52	1,10	18,6
Hagaån	0,42	8,0	0,05	0,48	1,10	20,4
Kärrebergsån	0,36	6,6	0,07	0,65	1,11	19,6
Småöar	0,26	3,9	0,05	0,56	1,35	14,3
Mellanliggande (3, 4) ^a	0,22	4,4	0,10	0,93	1,07	18,2
Mellanliggande (8) ^a	0,45	6,8	0,05	0,46	1,05	17,7
Mellanliggande (17, 19) ^a	0,35	6,4	0,07	0,73	1,06	19,9
Tjörn	0,23	4,0	0,10	1,01	1,47	17,7

^a Siffran inom parentes anger delavrinningsområdesnummer enligt Tabell 15.

Bakgrundsbelastning

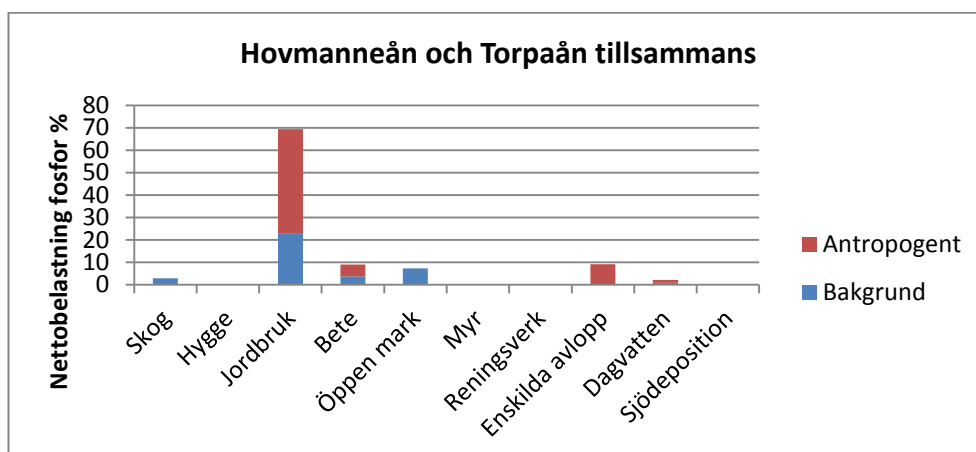
Jordbruket har en stor andel av källfördelningen, men det är inte hela jordbrukets andel som är antropogen. Genom att göra simuleringar med bakgrundsbelastning kan den antropogena andelen beräknas. Bakgrundsbelastningen beräknas genom att

- Punktkällorna (enskilda avlopp och reningsverk) sätts till noll
- Jordbruksmarken ges samma kväveläckage som bete och för fosfor används också en betesliknande mark, med lågt fosforinnehåll.
- Hyggesläckaget sätts lika med skogsläckaget
- Depositionen av kväve och fosfor sätts till noll
- Läckaget från urbana ytor sätts lika med öppen mark

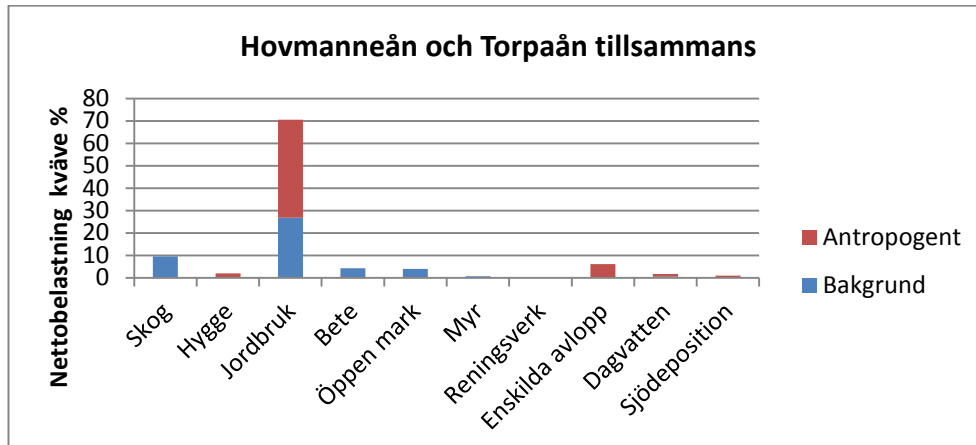
Den antropogena delen utgör drygt hälften av den totala belastningen av kväve och fosfor från Hovmanneån/Torpaån. Jordbruket står för mer än 80 % av den antropogena belastningen och de enskilda avloppen står för 10-15 % av den antropogena belastningen för såväl kväve som fosfor (Tabell 4, Figur 11 och Figur 12).

I Stigfjorden är 60 % av den totala fosforbelastningen av antropogent ursprung, medan runt 35 % av den totala kvävebelastningen är av antropogent ursprung (Tabell 4, Figur 13 och Figur 14). Det är inga stora skillnader i bakgrundsbelastning och antropogen belastning mellan de båda jordartsalternativen i Stigfjordens avrinningsområde. Jordbruket står för den större delen av den

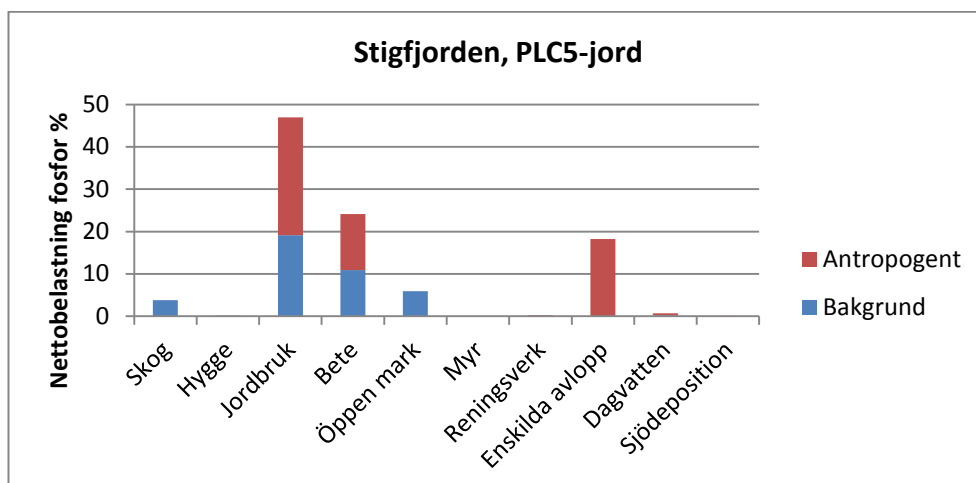
antropogena belastningen av både kväve och fosfor. I kvävefallet utgör jordbruket 56 eller 65 % av den antropogena belastningen, beroende på jordart. I fosforfallet utgör jordbruket knappt 50 % av den antropogena belastningen. Dessutom bidrar läckaget från betesmark med ytterligare 22 % av den antropogena fosforbelastningen. För kväve antar man ingen antropogen belastning från betesmarkerna, men eftersom de är uppgödslade med fosfor räknar man med ett fosforläckage från betesmarkerna. Enskilda avlopp står för runt 30 % av såväl den antropogena kvävebelastningen som fosforbelastningen.



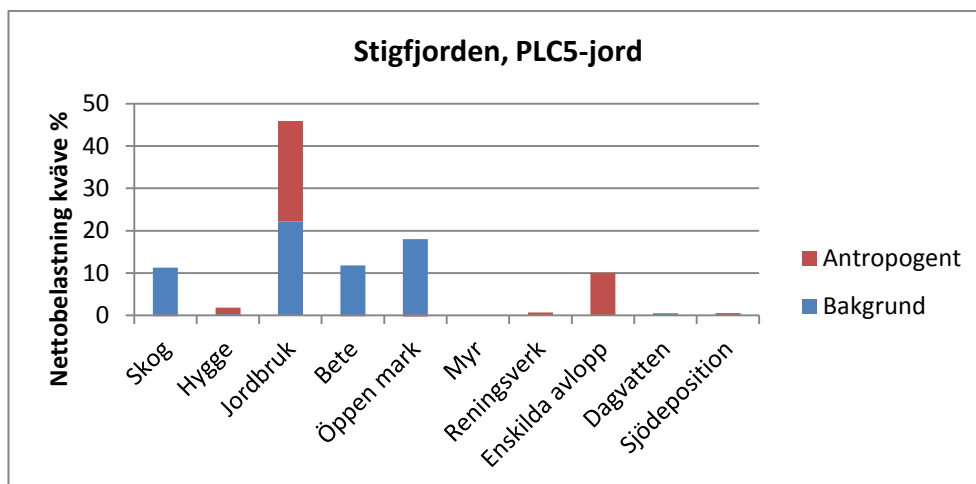
Figur 11. Totalbelastning fosfor (%) från Hovmanneån/Torpaån uppdelad på antropogen del och bakgrundsbelastning. Kungsbacka, från simuleringar med åkermarkens jordart sandy clay loam.



Figur 12. Totalbelastning kväve (%) från Hovmanneån/Torpaån uppdelad på antropogen del och bakgrundsbelastning. Kungsbacka, från simuleringar med åkermarkens jordart sandy clay loam.



Figur 13. Totalbelastning fosfor (%) från Stigfjordens avrinningsområde uppdelad på antropogen del och bakgrundsbelastning. Stigfjorden, från simuleringar med åkermarkens jordart enligt PLC5.



Figur 14. Totalbelastning kväve (%) från Stigfjordens avrinningsområde uppdelad på antropogen del och bakgrundsbelastning. Stigfjorden, från simuleringar med åkermarkens jordart enligt PLC5.

Fritidshusens utsläpp bara på sommaren i Stigfjorden

Att lägga fritidshusens utsläpp bara på sommaren ger endast en marginell förbättring av överensstämmelsen mellan simulerade och uppmätta koncentrationer av kväve och fosfor.

När fritidshusens belastning bara fördelas under sommarmånaderna ökar självklart de enskilda avloppens andel av belastningen på Stigfjorden, medan jordbrukets andel minskar (Tabell 9). De enskilda avloppens andel är grovt sett på sommaren ungefär dubbelt så stor som när man beräknar andelen för hela året. Mycket förenklat kan man också säga att de enskilda avloppens andel av den totala bruttobelastningen på sommaren blir ungefär lika stor som jordbrukets antropogena del då man räknar på ett helt år.

Tabell 9. Källfördelning (%) av bruttobelastning på Stigfjorden för sommarsäsongen jämfört med hela året när fritidshusbelastningen koncentreras till sommaren. Fosforberäkningarna är gjorda med den korrigerade typhalten för öppen mark. Övriga källors sommarandel påverkas bara lite av ändringen för de enskilda avloppen.

Substans, åker- markens jordart	N, PLC5		N, Clay loam		P, PLC5		P, Clay loam	
	Hela året	Som- mar	Hela året	Som- mar	Hela året	Som- mar	Hela året	Som- mar
Jordbruk, odlat	46	38	39	31	47	36	50	39
Bete + obrukad jordbruksmark	11	10	10	8	24	19	24	20
Enskilda avlopp	10	22	12	25	18	36	16	32

Ytavrinningens andel

Ytavrinningens andel av vattenflödet från fältet är ungefär 10 % i jordbruksregionen. Detta vatten har dock så hög fosforkoncentration att ytavrinningens andel av den totala fosforbelastningen (viktsenhet) från fältet är ungefär 60 %. Detta gäller för de intensivare grödorna havre, vårkorn, vårvete och höstvet. Av dessa fyra är ytavrinningens andel av fosfortransporten störst för havre och minst för höstvet. Vallen har en lägre ytavrinning (runt 5 % av vattenflödet) och lägre relativ koncentration i ytavrinningsvattnet jämfört med vattnet som går genom markprofilen. Ytavrinningens andel av fosfortransporten från en vall är ca 40 %, jämfört med 60 % för de intensivare grödorna. Ytavrinningens andel är självklart större vid större lutningar. Andelen är också något högre vid högre fosforhalt i marken. Andelen varierar mellan jordarterna, men inte på något entydigt sätt.

Åtgärdsscenarioer

Scenarioberäkningarna tyder på att strukturskalkning och reducerad gödsling är effektiva åtgärder för att sänka fosforbelastningen (Tabell 10 och Tabell 11). Strukturskalkning har dock endast effekt om den partikulärt bundna fosfor dominerar läckaget. Vallinsådd är effektivast för att sänka kvävebelastningen under förutsättning att det inte redan görs i stor utsträckning. Att förbättra alla enskilda avlopp så att de godkänns enligt kommunernas nuvarande regler har en liten effekt, medan en kraftig reduktion av utsläppen har ett påtagligare genomslag. De övriga åtgärderna märks inte tydligt i de simulerade belastningarna och för att nå en mer omfattande reduktion av näringsbelastningen på havet krävs en kombination av åtgärder.

Det är viktigt att hålla i minnet att bland annat schabloner använts i scenarioberäkningarna (Tabell 10 och Tabell 11).

Skyddszoner

I skyddszonsberäkningarna påverkar lutningen stort andelen ytavrinning från fälten. Det gör att den beräknade reduktionen per hektar skyddszon är hög vid stora

lutningar eftersom andelen ytavrinning då är hög. Den potentiella reduktionen och kostnadseffektiviteten, efter att vallarealen år 2005 räknats bort, blir därför högre på Orust/Tjörn än i Hovmanneån/Torpaån (Tabell 12) eftersom lutningarna är större på Orust/Tjörn trots att Orust/Tjörn har en mycket stor vallareal. Jämfört med övriga åtgärder, som redovisas i Tabell 10 och Tabell 11, är dock effekten av skyddszoner, som redovisas i Tabell 12, mycket liten. Arealskostnaden för anläggandet av skyddszon har baserats på arrendekostnaden i regionen. I de studerade områdena är arealskostnaden 2031 kr/ha skyddszon.

Tabell 10. Effekt i ton och % av totala nettobelastningen av olika åtgärder för minskad kväve- och fosforbelastning på Stigfjorden. x = effekten ej beräknat för detta alternativ. Reduktionen skall ses som ett grovt mått och att två eller tre värdesiffror ibland redovisas är bara för att få en tydligare formatering av tabellen. Gul-orange-röd-skalan är ett försök att indikera tillförlitligheten i de olika reduktionsberäkningarna, där gul är ganska bra tillförlitlighet och orange är mindre tillförlitlighet och rött är låg tillförlitlighet.

	N				P				Tillförlitlighet
Jordart	PLC5		Clay loam		PLC5		Clay loam		
	Ton/år	%	Ton/år	%	Ton/år	%	Ton/år	%	
Alla enskilda avlopp godkända	-0,5	-0,7	-0,5	-0,9	-0,11	-3,1	-0,11	-2,7	Samma schabloner
Alla enskilda avlopp som minireningsverk	-1,3	-2,1	-1,4	-2,5	-0,47	-12,7	-0,47	-11,3	Samma schabloner
Fånggröda + Vårbearbetning	-1,6	-2,5	-1,4	-2,5	x	x	x	x	Nedskalat från större region
Vallinsådd	-3,7	-5,7	-2,7	-4,9	x	x	x	x	Görs nog redan
Våtmarker, 0,5 % av jordbruksarealen	-0,5	-0,8	-0,4	-0,8	-0,03	-0,8	-0,03	-0,8	N dynamiskt P schablon
Våtmarker, 1 % av jordbruksarealen	-1,0	-1,5	-0,8	-1,5	-0,06	-1,5	-0,06	-1,6	N dynamiskt P schablon
Sedimentationsdammar	x	x	x	x	-0,17	-4,6	-0,20	-4,9	Schablon
Anpassade skyddszoner	x	x	x	x	-0,16	-4,2	-0,15	-3,7	Grovt
Anpassad gödsling	x	x	x	x	-0,37	-10,0	x	x	Grovt; fosforhalt ej så hög
Strukturkalkning	x	x	x	x	x	x	-0,63	-15,1	Schablon; förutsätter lerjord
Skyddszoner	x	x	x	x	Tabell 12	x	Tabell 12	x	Nedskalning, jordartskarta

Tabell 11. Effekt i ton och % av totala nettobelastningen av olika åtgärder för minskad kväve- och fosforbelastning från Hovmanneån/Torpaån, beräknat med jordarten med högre lerhalt. x = effekten ej beräknat för detta alternativ. Reduktionen skall ses som ett grovt mått och att två eller tre värdesiffror ibland redovisas är bara för att få en tydligare formatering av tabellen. Gul-orange-röd-skalan är ett försök att indikera tillförlitligheten i de olika reduktionsberäkningarna, där gul är ganska bra tillförlitlighet och orange är mindre tillförlitlighet och rött är låg tillförlitlighet.

	N	N	P	P	Tillförlitlighet
	Ton/år	%	Ton/år	%	
Alla enskilda avlopp godkända	-0,2	-0,5	-0,0	-1,6	Samma schabloner
Inga enskilda avlopp ^{a)}	-2,7	-6,0	-0,3	-9,1	Kan ej ta bort allt
Fånggröda+Vårbearbetning	-3,8	-8,5	x	x	Nedskalat från större region
Vallinsådd	-7,2	-16,0	x	x	Nedskalat från större region
Våtmarker, 0,5 % av jordbruksarealen, 2 största delaro	-0,7	-1,6	-0,0	-1,6	N dynamiskt P schablon
Våtmarker, 3 % av jordbruksarealen, 2 utlopps-delaro ^{a)}	-3,1	-6,9	-0,2	-6,7	Mycket stor areal i särskilt Hovmanneån
Sedimentationsdammar	x	x	-0,2	-6,9	Schablon
Anpassad gödsling	x	x	-0,4	-14,0	Grovt
Strukturkalkning	x	x	-0,5	-16,0	Schablon; förutsätter lerjord
Skyddszoner	x	x	Tabell 12	Tabell 12	Nedskalning, jordartskarta

a) Att ta bort de enskilda avloppen helt, eller att konstruera en 21 ha stor våtmark i Hovmanneåns utlopp är mindre rimliga åtgärdsalternativ och skall ses som en mått på den maximala åtgärdspotentialen för dessa åtgärder.

Tabell 12. Jordbruksareal som påverkas av skyddszoner längs vattendragen, potentiell skyddszonslängd då vallarealen år 2005 tagits bort och potentiell reduktion vid olika skyddszonsbredder längs den potentiella bredden. Resultaten är hämtade från FyrisSKZ (SLU, 2013).

Avrinningsområde	Påverkansarea (ha)	Påverkansareans längd längs vattendrag (km)	Potentiell skyddszonslängd längs vattendraget (km)	Potentiell reduktion vid olika bred skyddszon (ton P per delavrinningsområde)				
				2 m	6 m	10 m	15 m	20 m
Hovmanneån	71	13,3	8,9	0,0006	0,0013	0,0019	0,0024	0,0028
Torpaån	111	21,0	12,6	0,0014	0,0029	0,0039	0,0047	0,0053
Orust (PLC5)	887	167,4	35,0	0,0315	0,0532	0,0666	0,076	0,083
Norra Tjörn (PLC5)	216	40,7	5,2	0,0048	0,0081	0,0101	0,0116	0,0126

Kurs

Den 3-4 juni 2013 hölls en kurs om FyrisNP i Göteborg där övningarna baserades på indatafilerna för Stigfjorden och Kungsbacka. Nio deltagare från de berörda kommunerna och länsstyrelsen med flera deltog. Lärare var Hampus Markensten och Elin Widén Nilsson från Sveriges lantbruksuniversitet.

Första dagen ägnades främst åt en föreläsning om källfördelningsmodellering och att visualisera resultaten i FyrisNP. Andra dagen ägnades främst åt en föreläsning om indata och en övning med scenarier i FyrisNP

Kursvärderingen visar att deltagarna i stort sett var nöjda med kursen. Inför nästa kurs bör övningshäftet färdigställas tidigare så att det kan skickas ut till deltagarna i förväg. Tidigare kurser har koncentrerats till en dag men utsträcktes nu till två dagar för att hinna med allt stoff. Jämfört med tidigare kurser blev det ett mer lagom tempo med två dagar. Upplägget på kursen har också ändrats jämfört med tidigare, så att fokus ligger på att ta titta på resultaten medan kalibreringsövningen lades sist.

Diskussion

Översikt

Liksom i alla modelltillämpningar är det viktigt att påpeka att resultatet är behäftat med osäkerheter. Såväl indata, uppmätta utvärderingsdata, modellen, och parametervärdena har sina osäkerheter. Modellen kan samtidigt hjälpa till att identifiera felaktigheter i indata. I tillämpningen för Hovmanneån/Torpaån var det tydligt att PLC5-jordarten sandy loam inte var representativ för området då den gav för lågt fosforbelastning och för hög kvävebelastning. Det är troligare att åkermarken har en högre lerhalt än sandy loam i Hovmanneån/Torpaån. Även i Stigfjorden avvek modellerad och simulerad bruttobelastning, men orsaken var här inte lika entydigt.

De främsta osäkerheterna i de aktuella beräkningarna är sannolikt åkermarkens jordart, effekten av vallodlingen, vattenföringen, parametervärdena och scenarierna.

Jordbruksläckage (jordart, effekt av vallodling) och vattenföring

Jordartsfördelningen och vattenföringen kan förbättras genom mätningar i området (se vidare ”Rekommendationer för kompletterande mätningar”). Resultaten redovisas ofta i rapporten för två olika jordarter för att få ett mått på osäkerheten. Då simuleringar med en jordart med högre lerhalt testades förbättrades inte alltid beräkningsresultatet i alla delavrinningsområden, vilket tyder på att olika delar av de studerade områdena har olika jordarter. Det kan även vara samma jordart, men med andra egenskaper än vad som antagits i beräkningarna av jordbruksläckaget (Figur 15). En anledning till att bruttobelastningen av kväve är för hög i Stigfjorden är den höga andelen vall i området. Enligt FyrisCOST-beräkningar i andra områden blir kväveläckaget med ett stort inslag av vall i växtföljden lägre även för övriga grödor. Tyvärr fanns det inte utrymme att ta fram kväveläckaget för den lokala grödmixen inom ramen för denna studie. Scenariot med vallinsådd skulle eventuellt kunna motsvara de verkliga förhållandena i Stigfjorden.

Avrinningen är avgörande för transportberäkningarna, det vill säga hur många ton av näringsämnet som når recipienten. I Stigfjordens och Torpaåns/Hovmanneåns avrinningsområde saknas vattenföringsmätningar och därför har simulerad vattenföring använts. SMHI (2013c) anger att det typiska medelfelet för vattenföringen i områden mindre än 200 km² är ca 7 % för långtidsmedelvärdet och 35 % för dygnsberäkningar.

Parametervärden och utvärderingskriterier

Kalibreringen av FyrisNP har gjorts med hjälp av Nash-Sutcliffe-kriteriet. Detta utvärderingsmått fäster störst vikt vid de högsta värdena. Samtidigt kan FyrisNP med sin retentionskalibrering endast sänka de simulerade värdena, inte höja dem. Uppmätta halter högre än bruttobelastningen kan aldrig nås i modellberäkningen. Nash-Sutcliffe-värdet har beräknats genom att alla uppmätta värden i området har lagts ihop i en enda tidsserie. Det ger ett högre värde än om man räknar Nash-Sutcliffe-värdet för på varje mätstation. Om ett annat utvärderingsmått än Nash-

Sutcliffe använts, såsom r , som redan beräknas i modellen, skulle det indikera andra optimala parametervärden. Kalibreringen av modellen har gjorts genom att utnyttja alla tillgängliga mätdata. Inga mätvärden har alltså sparats för att göra en oberoende jämförelse av modellens simuleringskapacitet. Om färre mätvärden ingått i kalibreringen hade säkerligen lite annorlunda parametervärden erhållits och därmed något annorlunda resultat.

Överensstämmelse mellan simulerade och uppmätta värden

De simulerade kvävekoncentrationerna i Hovmanneån/Torpaån stämmer väl överens med uppmätta koncentrationer. Fosforsimuleringarna har som förväntat en sämre överensstämmelse på grund av fosfors episodiska läckage vid få tillfällen. I Hagaån i Stigfjordens avrinningsområde uppmättes högre koncentrationer år 2011 än övriga år, vilket ytterligare bidrar till svårigheten att simulera fosforkoncentrationerna. För att förbättra simuleringsresultatet för kväve i Stigfjordens avrinningsområde behövs bättre kännedom om bruttobelastningen.

Det finns en tendens till att FyrisNP simulerar koncentrationstopparna något för tidigt jämfört med uppmätta koncentrationstoppar. FyrisNP:s koncentrationstopp simuleras vid lägst flöde, som i Stigfjorden oftast återfinns runt maj månad. Ett test genomfördes där de enskilda avloppens utsläpp endast lades under sommarmånaderna juni – augusti, men det gav ingen stor förbättring av simuleringsresultaten. En annan förklaring till förskjutningen är att mätningarna i vattendragen i Stigfjordens avrinningsområde oftast gjorts tidigt i månaden. Eftersom FyrisNP simulerar med månadstidssteg är det önskvärt att det månatliga provet tas i mitten av månaden. (Givetvis är det ännu bättre med flera mätningar under en månad, men så god datatillgång är mycket ovanligt.) De uppmätta värdena återspeglar alltså mycket av förhållandena månaden innan, snarare än av den månaden de är tagna och får representera i modellen. Det skulle vara möjligt att centrera övriga tidsberoende variabler kring det datumet när vattenkemimätningen faktiskt gjordes, men det har inte gjorts.

Saknade källor

Metoden att sätta upp FyrisNP-modellen med tillgängliga indata och jämföra med mätvärden är bra för att identifiera felaktig bruttobelastning. Som redan redovisats är det särskilt i Hovmanneån/Torpaån tydligt att PLC5-jordarten sandy loam är inte representativ och att det istället måste vara en jordart med högre lerhalt. Efter att jordartsbestämning gjorts, och kväveläckaget i Stigfjordorden anpassats till den stora vallandelen i grödföljden kan det bli möjligt att identifiera fler potentiella förbättringar i indata. Det är känt att myndigheterna i båda de studerade områdena ofta måste lämna dispenser för gödselspridning på tjälad mark under senvintrern. Denna källa ingår inte i modelleringen och de nuvarande beräkningarna visar inte på någon saknad källa, men det skulle kunna ändras med bättre kännedom om jordartsfördelningen.

Mätningarna visar på en variation i de uppmätta värdena som inte alltid går att beräkna med FyrisNP. År 2011 har Hagaån i Stigfjorden av okänd orsak högre uppmätta halter än de tidigare fyra åren. Indata till FyrisNP är konstanta läckage från olika marker varje år, även om läckaget från till exempel skogsmarker har en inomårsvariation. Mätningar i jordbruksbäckar har inte visat på någon entydig inomårsvariation och därför används konstant jordbruksläckage (Djodjic m.fl.,

2008). Grödfördelningen påverkar dock läckaget och i den aktuella modelluppsättningen har 2009 års grödfördelning fått representera hela tidsperioder. Grödfördelningen för de övriga fyra åren har inte tagits fram, men om de skiljer från år 2009 kan det ge olika jordbruksläckage olika år.

Internbelastning från sjöar ingår inte heller i modelleringen utan kan också endast identifieras som en saknad källa. I detta område är sjöarna så små att man inte kan förvänta sig någon betydande internbelastning.

PLC5-beräkningarna gav höga fosforläckage i läckageregion 9 som både Stigfjordens och Hovmanneån/Torpaåns avrinningsområden tillhör. Man fick därför en misstanke om att modellen överskattade förlusterna. Djodjic m.fl. (2008) jämförde därför PLC5-beräkningarna och uppmätta fosforhalter i läckageregion 9 och fann att de höga värdena enligt PLC5 var rimliga.

Scenarier

Scenarier är alltid behäftade med en viss osäkerhet. I Tabell 10 och Tabell 11 görs ett försök att ranka tillförlitligheten mellan de olika scenarier som beräknats. Utgångspunkten har varit att beräkningar med grova schabloner, som strukturkalkning, är osäkrare än mer fysikaliskt baserade beräkningar som skyddszoner. Hänsyn har även tagits till om indata finns för den aktuella upplösningen, eller är anpassade till en grövre indelning.

Forskning pågår om effekten av olika åtgärder för att minska näringsförlusterna i jordbrukslandskapet (till exempel Kynkäänniemi m.fl., 2013). Fortfarande saknas dock mycket kunskap för att på ett bra sätt kunna göra beräkningar av dessa åtgärder i olika modeller. De scenarier som beräknats här har tagits fram med förenklade antaganden.

Förutom att mer kunskap behövs om åtgärdernas effekt behöver man samla in information om vilka åtgärder som redan genomförts i områdena för att kunna beräkna potentialen för ytterligare åtgärder. Exempelvis kan scenariot med vallinsådd vara överdrivet för Stigfjordens avrinningsområde eftersom den stora vallarealen i området säkert redan till stor del är insådd i övriga grödor.

Vid scenariot att alla enskilda avlopp godkänns och alltså förbättras till minst slamavskiljare+infiltrationsbädd användes standardreningsgraden för denna anläggningstyp (Tabell 21). Eftersom det handlar om nya anläggningar hade även den maximala reningsgraden (Tabell 21) kunnat användas istället, och därmed gett en något större effekt.

I beräkningarna av effekten av åtgärdsscenarierna har effekten på totalbelastningen under hela året studerats och ej effekten i koncentration under enskilda säsonger som till exempel sommaren när skadliga algbloomingar kan förekomma.

Rekommendationer för kompletterande mätningar

Jordart

I både Kungsbacka och Stigfjorden saknas lokala mätningar av åkermarkens textur och bestämning av jordartsfördelningen. Simuleringar med FyrisNP-modellen med åkermarksjordarterna från PLC5 visar på en felaktig bruttobelastning för fosfor och kväve i Kungsbacka samt kväve i Stigfjorden. I Kungsbacka användes därför en jordart med en högre lerhalt än PLC5-jordarten sandy loam för att få rimligare simuleringsresultat. Eftersom bruttobelastningen av fosfor inte var lika tydligt för låg gjordes inget jordartsbyte i simuleringarna i Stigfjorden. Källfördelningen visar dock på ett ovanligt stort fosforbidrag från de enskilda avloppen i Stigfjorden vilket kan tyda på att fosforbelastningen från jordbruket nog är större och att det därför även här är en jordart med högre lerhalt mer representativ. Viktigaste åtgärden för att få bättre information om källfördelningen i området är därför att få tillgång till bättre jordartsdata för områdena.

Bättre jordartsdata kan fås fram på tre olika sätt. För det första kan kommunerna be lantbrukarna om att få tillgång till de markkarteringar som lantbrukarna oftast har låtit göra själva. För det andra så kan man invänta den nya jordartskarta som kommer tas fram till början av år 2014 och som Jordbruksverket har beställt. Kartan tas fram eftersom 13 000 nya jordprover tagits under de senaste åren för att komplettera de endast 3000 prover som fanns sedan tidigare. För det tredje kan ytterligare provtagningar av jordartens textur genomföras. Jämt utspridda provpunkter är att föredra framför en tät provtagning i ett litet område.

Fosforhalt i jorden

Tillsammans med information om jordartens textur är det även bra att samla information om markens fosforhalt (P-HCl eller P-Al).

Vattenkemi (totalkväve och totalfosfor)

I Torpaån provtas två mätpunkter ungefär varannan månad och i Hovmanneån en punkt. I Hagaån i Stigfjordens avrinningsområde sker provtagning en gång i månaden.

I Stigfjordens avrinningsområde genomfördes en utökad provtagning år 2010/2011 och man har sökt pengar för att genomföra en ny utökad provtagning för att om möjligt kunna se effekten av de näringsreducerande åtgärder som vidtagits. I anslutning till den ansökan har bästa placeringen för dessa mätpunkter diskuterats. De faktorer som beaktats har varit

- Behålla mätplatser för att kunna se trenderna. Det går inte om en provpunkt flyttas. Förutom att provpunkten ska behållas bör även kontinuitet eftersträvas för provtagare och val av laboratorium.
- Komplettera med några mätningar i ett eller flera skogsdominerade områden för att få en bild av skogens bakgrundsbelastning i området.

- Utifrån kartunderlag och besök i fält har tre möjliga provtagningsplatser identifierats där skogen dominerar, det saknas enskilda avlopp och det finns en bilväg i närheten för att enkelt kunna nå mätplatsen. Det är mycket små områden som identifierats men det antas finnas flödande vatten här året runt. Dessa prover behöver inte tas med samma regelbundenhet som de i övriga vattendrag. Med åtta prover under hela provtagningsperioden i tre punkter ger det 24 mätpunkter. Om dessa visar på ett entydigt resultat kan det användas för att bekräfta eller sätta en ny skogstyphalt.
- Om möjligt komplettera med mätningar i ett område som domineras av enskilda avlopp och med liten jordbrukspåverkan. Lalleröd kan vara ett sådant område och delavrinningsområde 4 i modellen har förberetts för att kunna lägga in mätvärden här. Innan det görs behöver de yttre delavrinningsområdesgränserna analyseras noggrannare eftersom det kan finnas en bifurkation högre uppströms i detta område ("Bilaga E, Delavrinningsområdet kring Lalleröd").
- Lägga in möjlighet att förutom de ordinarie månatliga provtagningarna ta något prov vid extremare förhållanden, som högflöden och lågflöden.
- Generellt sett är en provpunkt nära utloppet bra för att få en så bra bild som möjligt av hela områdets belastning, medan mätningar längre upp i systemet kan användas för att försöka urskilja vissa källor. I mätningar nära utloppet måste havsvattensinträngning undvikas.
- Överväga att förskjuta provtillfället något närmare månadens mitt. Principen har varit att ta provet i början av månaden, och det är inte representativt för modellen så länge inte vattenflödet centreras kring månadsskiftet snarare än dagens månadsmitt. För möjligheten att kunna se trender i mätvärdena bör dock samma provtagningstidpunkt i månaden som tidigare eftersträvas vilket talar emot en förskjutning mot mitten av månaden. Eftersom proverna dock inte tagits konsekvent under månadens första vecka utan ibland även tagits framåt den 11 i månaden bör det vara möjligt att förskjuta provtagningstidpunkten något.

I Hovmanneån/Torpaån sker mätningarna ungefär varannan månad, med längre uppehåll under vintern. Man kan fundera på om det vore önskvärt att öka mätintensiteten till månatliga mätningar, som är vanliga i många andra mätprogram. Även med månatliga mätningar missar man dock ofta vårfloeden som är av stor betydelse för hur stor transporten till havet blir. Ett alternativ här vore att använda sig om högfrekventa mätningar av till exempel turbiditet som en approximation av halterna av suspenderat material och fosfor.

Mätpunkten Tjolöholm, nedströms i Torpaån tas strax nedströms det att ett biflöde från norr ansluter. Delavrinningsområde 4 inkluderar inte detta biflöde. Det kan vara rimligt eftersom det är oklart om de båda vattenmassorna hunnit omblandas vid mätpunkten. En förbättring vore att flytta mätpunkten något längre nedströms så att man är säker på att vattnet verkligen omblandas, och justera gränsen mellan delavrinningsområde 3 och 4, eller flytta mätpunkten så att den hamnar uppströms biflödet.

Mätningen Allatorp längst uppströms i Torpaån finns i ett skogsområde och visar på en mycket god överensstämmelse mellan uppmätta halter och skogstyphalten. Här behövs alltså ingen kompletterande skogsmätning. Löfgren m.fl. (2012) har funnit att skogstyphalterna i Halland oftast är underskattade, men det är särskilt den organiska andelen som är underskattad. I detta åsområde bör dock den organiska halten vara låg och därmed stämmer PLC5-typhalterna här bättre än i de inre delarna av Halland.

Vattenkemi (barium och fosforfraktioner)

FyrisNP använder bara totalfosfor som indata, men om fosforförlusterna främst sker genom erosion och man vill studera erosionen vidare i andra beräkningar behövs ett mått på den partikelbundna fosfor. Det kan man mäta genom att mäta suspenderat material eller turbiditet, eller också räknar man ut det som differensen mellan totalfosfor och fosfatfosfor.

Bariumhalten kan mätas. Det är en ny metod för att dela upp näringsbelastningen mellan enskilda avlopp och jordbruksmark, där höga bariumhalter hänger ihop med läckage från jordbruksmarken (Ahlgren m.fl., 2012). Eftersom det är en ny metod är det bra att kontrollera med laboratoriet i förväg så att de kan göra bariumanalyser på de halter som kommer förekomma i de insamlade proverna.

Vattentemperatur

FyrisNP behöver vattentemperatur som indata och en temperaturmätning vid någon av mätpunkterna för vattenkemi är mest lämplig. Lufttemperaturen kan användas som substitut, men eftersom lufttemperaturmätningar saknas i områdena är en mätning av vattentemperaturen mer lämpligt för framtida FyrisNP-tillämpningar.

Vattenföring

Om man är intresserad av att veta den totala belastningen av kväve och fosfor på havet räcker det inte med mätningar av vattenkemin utan vattenföringen spelar också en avgörande roll. I detta projekt användes avrinning simulerad med S-HYPE från SMHI:s vattenwebb eftersom mätningar av vattenföringen saknas. För att mäta vattenföringen behövs dels en kontinuerlig nivåmätning, dels behöver flödesmätningar göras vid olika flödesregimer för att ta fram en avbördningskurva som relaterar vattennivån till vattenflödet. SMHI kan vid förfrågan, sätta ut temporära 2-årsmätningar för att man under en period skall få bättre kännedom om vattenföringen i ett område. Dessa mätningar blir inte lika noggranna som för en vanlig mätstation eftersom avbördningskurvan baseras på få mätpunkter, men jämfört med enbart simulerade data är det en förbättring.

Om man antar att nederbörden inte skiljer mycket i området och att markanvändningen är ungefär likartad i alla delavrinningsområden räcker det med en vattenföringsmätning i området. För Stigfjordens del är Hagaån lämpligast eftersom det är där de kontinuerliga kemimätningarna görs. Vattenföringsmätningen görs vid en så kallad "bestämmande sektion" och lämpligtvis så nära kemiprovtagningspunkten som möjligt.

Kompletterande insamling av information

För att veta vilken åtgärdspotential som finns för jordbruket behöver information också samlas in om vilka åtgärder som genomförs redan idag. Det är också känt att dispenser ofta behöver ges för gödselspridning på tjälad mark och denna källa är inte inkluderad i den aktuella modelluppsättningen.

Register för enskilda avlopp

Det saknas i dagsläget en nationell databas för enskilda avlopp. Det finns därför inget enhetligt system för hur kommunernas avloppsinventeringar ska redovisas. De kategorier som efterfrågades i kommunenkäten av Ek m.fl. (2011) var: Reningsverk 25-200 personekvivalenter(pe) kemisk och biologisk rening; Reningsverk 25-200pe kemisk rening; Reningsverk 25-200pe biologisk rening; Minireningsverk <25pe; Slamavskiljning + Infiltrationsbädd; Slamavskiljning + Markbädd + Fosforrening; Slamavskiljning + Markbädd; Urinseparering; Sluten tank; Enbart slamavskiljare. Eftersom det är dessa kategorier som i dagsläget har reningsschabloner vore det önskvärt om avloppsinventeringen också använder dessa klasser, även om man givetvis även kan ha en post i den egna databasen med mer detaljerad information om anläggningen för kommunens egna behov. Kommunerna behöver också ytterligare poster i databasen för att till exempel kunna skilja information om befintlig och beviljad avloppsanläggning. Eftersom alla beviljade anläggningar inte byggs är bör inte posten för aktuell reningsanläggning skrivas över direkt när ett tillstånd beviljats.

Förutom reningsteknik behövs en koordinat för fastigheten så att den placeras i rätt delavrinningsområde och information om antalet boende per fastighet.

Slutsatser

Genom att komplettera nationella data med tillgängliga lokala data av bland annat vattenkemi, enskilda avlopp och reningsverk har koncentrationer, transporter och källfördelningar av kväve och fosfor beräknats med FyrisNP-modellen för Stigfjordens samt Torpaåns och Hovmanneåns avrinningsområdet. Noggrannare jordartsfördelning saknas i dagsläget, men jämförelser mellan simulerade och uppmätta koncentrationer indikerade på en jordartsfördelning med högre lerhalt i Torpaån och Hovmanneån än vad som använts i PLC5-beräkningarna. I Stigfjordens avrinningsområde behövde fosforläckaget från öppen mark justeras ned jämfört med PLC5. Det var också tydligt att indata ger ett för högt kväveläckage, men det är inte klarlagt om den huvudsakliga anledningen är att jordarterna i verkligheten har en högre lerhalt, eller att kväveläckaget i verkligheten är lägre p.g.a. en mycket stor andel vall. Nästa steg för att förbättra beräkningarna skulle vara att få bättre information om åkermarkens jordartsfördelning.

Det nya sättet att i FyrisNP, som ett sätt att kvantifiera påverkan på en havsvik, låta ett litet, fiktivt, delavrinningsområde samla allt tillrinnande vatten fungerade väl för att beräkna belastningen från flera år samtidigt.

Jordbruket bidrar med största delen av kväve- och fosforbelastningen, men ca en tredjedel till hälften av jordbruksbelastningen är naturlig bakgrundsbelastning. De enskilda avloppens andel är högst för fosfor i Stigfjorden. En alternativ beräkning där belastningen från fritidshusens avlopp i Stigfjordens avrinningsområde koncentrerades till sommarmånaderna gav en mer betydande andel från de enskilda avloppen under sommarmånaderna.

Under förutsättning att det är en jordart med högre lerhalt som är mer representativ för detta område, och att partikulärt fosfor står för betydande del av totalfosforhalterna i vattendragen, indikerar simuleringarna att strukturräkning är en effektiv åtgärd för att minska fosforläckaget från jordbruksmark. Att dra ner på gödningen för att på sikt sänka fosforhalten i marken skulle också kunna vara en effektiv strategisk åtgärd mot fosforläckaget. Vallinsådd ger de tydligaste reduktionerna av kväveläckaget. För att en påtagligare reduktion av utsläppen från de enskilda avloppen behöver de förbättras mer än den rening som antagits för dagens godkända lösningar (slamavskiljare+infiltrationsbädd). Alla åtgärdsberäkningar för jordbruket har utgått från att inga åtgärder genomförs i dagsläget. Effekten av vallinsådd i Stigfjordens avrinningsområde är därför överskattad i beräkningarna eftersom vallarealen redan är mycket stor i området. För att uppnå en önskad reduktion av belastningen på havet behövs en kombination av åtgärder.

Referenser

Ahlgren, J., Djodjic, F., Wallin, M. 2012. Barium as a Potential Indicator of Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality* 41:208–216, doi:10.2134/jeq2011.0220

Alström T., Wedding, B. 2013. Enkelt verktyg för riskkartering av fosforförluster via ytavrinning - Test inom Edenbergaåns avrinningsområde i södra Halland, Ekologgruppen på uppdrag av Region Halland. Landskrona 2013-02-08. http://www.ekologgruppen.com/res/Pdf_mm/fosforverktyg.pdf

Blombäck, K., Johnsson, H., Lindsjö, A., Mårtensson K., Persson K., Schmieder, F., 2011, Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2009 beräknat med PLC5-metodik –Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2009, SMED Rapport 57 2011, <http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/10/SMED-57-2011.pdf>

Blombäck, K., Duus Børgesen, C., Eckersten, H., Gielczewski, M., Piniewski, M., Sundin, S., Tattari, S., Väisänen, S. (redaktörer), 2013. Productive agriculture adapted to reduced nutrient losses in future climate - Model and stakeholder based scenarios of Baltic Sea catchments. Baltic Compass report. <http://www.balticcompass.org/PDF/Reports/WP5-Productive-agriculture-adapted-to-reduced-nutrient-losses-in-future-climate.pdf>

Brandt, M., Ejhed, H. och Rapp, L. 2008. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Naturvårdsverket rapport 5815.

Collin, J. 2010. Strukturkalkningens möjlighet att hindra fosforutlakning - en litteraturstudie. Examensarbeten 2010:06, Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala, http://stud.epsilon.slu.se/1587/1/collin_j_100708.pdf

Djodjic, F. 2013. Anpassad placering av skyddszoner i landskapet för att öka åtgärdens kostnadseffektivitet. Slutrapport: <http://fou.sjv.se/fou/download.lasso?id=Fil-003351>

Djodjic, F., Orback, C., Wallin, M., Blombäck, K., Johnsson, H., Kyllmar, K., Kalibrering och validering av jordbruksläckagekoefficienter och beräkning av retention i små sjölösa områden, SMED Rapport Nr 43 2010, http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2010_43.pdf

Djodjic, F., Blombäck, K., Lindsjö, A., and Persson, K. 2008. Förbättring av beräkningsmetodiken för diffus belastning av fosfor från åkermark. SMED rapport 20 2008. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2008_20.pdf

Ek, M., Junestedt, C., Larsson, C., Olshammar, M., Ericsson, M., 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. SMED Rapport Nr 44 2011. http://www.smed.se/wp-content/uploads/2011/05/SMED_Rapport_2011_44.pdf

Erlandsson, C. P., Lann, H., Ruist, E., Rönner, U., Stibe, L., Klingberg, M., 2009. Finn de områden som göder havet mest - och de som är mest känsliga för övergödning. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2009:56. 84 s., <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/vasterhavet/publikationer/rapport-2009-56.pdf>

Hübinette, M. 2009. Sammanställning av utsläppvärden från avloppsanläggningar för 26-2000 pe. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2009:47. 34 s.
http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2009/2009_74.pdf

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

Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G., Tonderski, K.S. 2013. Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. *Journal of Environmental Quality* 42:596–605, doi:10.2134/jeq2012.0266

Liljeberg, M., Ejhed, H., Gustavsson, H., Johnsson, H., Tengdelius-Brunell, J., Widén-Nilsson, E., 2013. Hantering av kopplingen mellan markanvändning och läckagekoefficienter och avrinning för PLC6. SMED Rapport 136, *Rapport under förberedelse*

Löfgren, S. och Westling, O., 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Inst. för miljöanalys, SLU, rapport 2002:1.

Löfgren, S., Fröberg, M., Nisell, J., Yu, J., Ranneby, B. 2012. N- och P-halterna i skog, myr och fjäll hösten 2011 i Dalälven, Viskan, Ätran, Nissan och Lagan - projekt för att förbättra skattningarna av typhalter in-för PLC6. SMED Rapport nr 109 2012.

Miljörapport för 2007 för Avloppsreningsverket Svanvik

Olshammar, M., Persson, M., O'Neill, C., Djodjic, F., 2009. Förbättrad beräkningsmetodik för retention av fosfor från enskilda avlopp. SMED Rapport Nr 28 2009.

Persson, K., 2009. Automatisering av beräkningsrutiner i NLeCCS. SMED-rapport (Avtal: 3080905).

Ryegård A., Brånvall, G., Eriksson, M., Ek, M., Olshammar, M., Malander, M. 2006. Indata mindre punktkällor för PLC5 rapporteringen 2007. SMED Rapport 1 2006.

SCB, 2007. Boende och boendeutgifter 2005. Sveriges officiella statistik. Statistiska meddelanden BO 23 SM 0701, SCB Statistiska centralbyrån.

SLU, 2013. Sveriges lantbruksuniversitet. FyrisSKZ, skyddszonsdatabas. <http://www.slu.se/fyrisskz>. Senast besökt 2013-05-30.

SMED, 2013. Svenska Miljöemissionsdata. PLC5-data. <http://www.smed.se/vatten/data/plc5>. Senast besökt 2013-08-09.

SMHI, 2013a, Vattenwebb. Modelldata från S-HYPE. <http://vattenwebb.smhi.se/>. Datanedladdning gjord 2013-01-23.

SMHI, 2013b, Luftwebb. Nationell kartläggning av klimatdata för Sveriges miljöövervakning, PTHBV version 3 2011, framtaget av SMHI med stöd av Naturvårdsverket. <http://luftwebb.smhi.se/> Datanedladdning gjord 2013-03-12.

SMHI, 2013c, Tidsserier från S-HYPE, <http://www.smhi.se/Professionella-tjanster/Professionella-tjanster/Miljo-och-klimat/Vattenmiljo/tidsserier-fran-s-hype-1.27678>, senast besökt 2013-06-19

Widén-Nilsson, E., Hansson K., Wallin M., Djodjic F., Orback C. 2012a. The FyrisNP model Version 3.2. – A user's manual. SLU, Institutionen för miljöanalys. Rapport 2012:8.

http://www.slu.se/PageFiles/92646/Users%20manual_FyrisNP_ver3.2.pdf

Widén-Nilsson, E., Hansson K., Wallin M., Djodjic F., Lindgren G. 2012b. The FyrisNP model Version 3.2. –Technical description. SLU, institutionen. för miljöanalys. Rapport 2012:9.

http://www.slu.se/PageFiles/92646/Technical%20description_FyrisNP_ver3.2.pdf

Årsrapport 2008, Avloppsreningsverket Svanvik i Västra Götalands län

Årsrapport 2009, Avloppsreningsverket Svanvik i Västra Götalands län

Årsrapport 2010, Avloppsreningsverket Svanvik i Västra Götalands län

Årsrapport 2011, Avloppsreningsverket Svanvik i Västra Götalands län

Bilaga A: Förbättringar, kompletteringar och justeringar av indata

Delavrinningsområden

Delavrinningsområdena i PLC5 kommer från SVAR⁴ 2006. Hovmanneån och Torpaån utgör där varsitt delavrinningsområde, medan Stigfjordens avrinningsområde inte är avgränsat i PLC5, utan ingår i ett större delavrinningsområde på Orust och i ett större delavrinningsområde på Tjörn (Tabell 13, Tabell 15). Dessutom finns i PLC5 två delavrinningsområden med mindre öar i själva Stigfjorden. I SVAR 2010 har en finare indelning gjorts så att Stigfjordens avrinningsområde avgränsas, men exempelvis sitter Strane å och Hagaån fortfarande ihop. För att kunna använda de mätningar som gjorts av vattenkemin behövs därför ytterligare en finare indelning eftersom mätpunkten behöver ligga i utloppet av ett delavrinningsområde.

Den finare indelningen gjordes genom att ta fram delavrinningsområdena anpassade till nuvarande och planerade mätpunkter utifrån Lantmäteriets höjdmodell med två meters upplösning (GSD Höjddata, grid 2+). De yttre gränserna bestämdes av SVAR 2010-indelningen. Kvalitetsgranskning har gjorts utifrån vattendraglinjerna från fastighetskartan dock har inga korrigeringar för eventuella täckdiken och vägtrummor kunnat göras. Medarbetare vid kommunerna har kontrollerat att de framtagna delavrinningsområdena stämmer.

SVAR:s delavrinningsområdesindelning är baserad på den äldre höjdmodellen med 50 m-upplösning. Det blir därför skillnader i områdets yttergränser där SVAR-gränserna har använts. Ett område längst uppströms i Strane å i Stigfjordens avrinningsområde togs bort manuellt, men inga övriga korrekationer har gjorts där misstänkta fel har identifierats i SVAR-gränserna.

Stigfjordens delavrinningsområde 4 kring Lalleröd togs fram för att det identifierades som ett område där eventuellt framtida kemimätningar bör göras. Här finns en osäkerhet kring vattendelaren och om det eventuellt finns en bifurkation. Innan mätvärden läggs in i delavrinningsområde 4 måste områdets vattendelare fastställas med större säkerhet (Bilaga E, Delavrinningsområdet kring Lalleröd).

I Torpaån görs mätningar vid Tjolöholm direkt efter att ett biflöde från nordväst ansluter till huvudfåran. Delavrinningsområdet till denna mätpunkt (delavrinningsområde 4) har tagits fram så att den inte inkluderar biflödet från nordväst som ansluter mycket nära mätpunkten. Detta biflöde ingår istället i delavrinningsområde 3 som är längst nedströms i Torpaån. Eftersom mätpunkten är så nära den punkt där vattendragen går ihop kan man anta att vattnet inte hunnit bli tillräckligt omblandat vid provpunkten.

För att kunna simulera de olika utloppspunkterna samtidigt, konstruerades i båda områdena ett litet, fiktivt, delavrinningsområde som tar emot avrinningen från de

⁴ SVAR står för Svenskt VattenARKiv och SVAR-databasen över Sveriges delavrinningsområden och uppdateras varje år.

olika vattendragen i området. Detta område sattes till 0,01 km², med markanvändningen övrig öppen mark.

Markanvändning, jordbruksgrödor och vattendragens area

Markanvändningen är baserad på PLC5-kartan, jordbruksblocken år 2010 och ett GIS-skikt med små sjöar (från vägkartan och sjöregistret).

Vid tillämpningen i Stigfjorden och Kungsbackafjorden fick jordbruksblocken för år 2010 och sjöar från vägkartan och sjöregistret skriva över PLC5-kartan. Arealen för de olika jordbruksgrödorna togs från databasen för stödsökta grödor (IAKS) för år 2009. Jordbruksblocken korrigeras utifrån stödansökningarna ett visst år och numreras med det efterföljande året. Det är därför de stödsökta grödorna år 2009 matchas mot jordbruksblocken år 2010.

Till FyrisNP-beräkningarna behövs information om vattendragens areal i varje delavrinningsområde. Denna information finns inte i PLC5 utan behöver tas fram vid varje ny modelltillämpning. Vattendragens längder beräknades från vattendragen enligt vägkartan, med några tillägg i utloppen där vattendragen blivit för breda för att representeras med linjer i vägkartan. Bredderna mättes vid antal ställen i vattendragen i Google Earth. Schematiska bredder från 0,5 – 10 m användes.

Följande principer användes när arealerna togs fram:

- Jordbruksblocken 2010 gav jordbruksarealen i varje delavrinningsområde.
- Jordbruksarealen i PLC5-kartan var större. Den överskridande jordbruksarealen enligt PLC5-kartan sattes till öppen mark.
- Arealen för öppen mark minskades med arealen motsvarande de tillkommande sjöarnas och vattendragens areal
- Jordbruksareal enligt jordbruksblocken 2010 som saknar stödsökta grödor antogs vara obrukad jordbruksmark med samma läckage som en extensiv vall (obrutet och ogödslad vall, det vill säga bete). Denna obrukade areal adderades därför till betesarealen. Enligt PLC5-metodik hade denna areal istället satts till öppen mark, men då den för kväve har samma läckage som skogen blir det orimligt lågt (Liljeberg m.fl., 2013).
- Då en delavrinningsområdesgräns korsade ett jordbruksblock fördelades grödorna i jordbruksblocket procentuellt på båda sidorna om delavrinningsområdesgränsen.
- De olika IAKS-koderna översattes till de 15 PLC5-kategorierna.

Hyggesarealerna uppdaterades inte utan PLC5-arealerna behölls.

Områdenas totala areal av de olika markanvändningsklasserna redovisas i Tabell 1 och de olika grödorna i de olika delavrinningsområdena redovisas i Tabell 14 och Tabell 16a, b.

Tabell 13: Delavrinningsområdenas namn enligt PLC5, SVAR 2010 och i denna studie, Kungsbackaområdet

Delavrinningsområde (PLC5)	Delavrinningsområde SVAR 2010	Delavrinningsområde här	PLC5-område	Huvudavrinningsområde (PLC5)	Beskrivning
637345-127865	Oförändrad	2	103107-001	105106	Hovmanneån
637055-127924	637099-128373	5, 6	103107-001	105106	Torpaån
d:o	636963-128278	7	d:o	d:o	d:o
d:o	637092-127971	3-4	d:o	d:o	d:o
-	-	1	-	-	Utloppet i havet (fiktivt)

Tabell 14. Grödor år 2009 och lutningar närmast vattendraget i Hovmanneåns/Torpaåns delavrinningsområden (del.aro.). Området saknar sockerbeter och råg.

Del-aro.	Jordbruk [ha]	Lutning (%)	Vår-vete [ha]	Höst-vete [ha]	Vår-korn [ha]	Höst-korn [ha]	Havre [ha]	Vår-raps [ha]	Höst-raps [ha]	Potatis [ha]	Vall [ha]	Grön-träda [ha]	Bete* [ha]	Små-grödor [ha]
2	790,98	0,59	87,42	106,56	109,42	1,66	63,22	14,83	37,40	0,46	222,15	47,00	68,01	32,86
3	145,30	0,54	25,71	20,37	18,35	-	-	-	-	-	9,89	5,41	59,47	6,09
4	84,69	0,66	5,65	3,69	2,00	-	4,64	-	-	-	31,23	13,02	16,10	8,34
5	419,66	1,26	15,74	3,40	62,69	12,27	19,20	-	-	2,59	176,95	56,22	53,87	16,73
6	68,49	2,26	-	-	-	-	-	-	-	-	38,71	21,06	8,72	-
7	37,93	2,16	-	3,51	-	-	-	-	-	-	19,96	5,75	6,46	2,24

* Inklusive obrukad jordbruksmark

Tabell 15 Delavrinningsområdenas namn enligt PLC5, SVAR 2010 och i denna studie, Stigfjordenområdet. Kortnamnet anger avrinningsområde i till exempel Tabell 16, M = Mellanliggande, S = Strane å, H = Hagaån, K = Kärrebergsån, T = Tjörn utom Rörabäcken, R = Rörabäcken, Ö = mindre öar inklusive del av Mjörn.

Delavrinningsområde (PLC5)	Delavrinningsområde SVAR 2010	Delavrinningsområde här	PLC5-område	Huvudavrinningsområde (PLC5)	Beskrivning	Kortnamn
645531-124741, även utanför Stigfjordens avr.omr.	645481-125022	3-4	108109-001	108109	Orust, söder om Strane å, Lallerödsområdet	M
d:o	d:o	4-7	d:o	d:o	Orust, Strane å	S
d:o	d:o	8	d:o	d:o	Orust, mellan Straneå och Hagaån	M
d:o	d:o	9-11	d:o	d:o	Orust, Hagaån	H
d:o	645616-125607	12-16	d:o	d:o	Orust, Kärrebergsån	K
d:o	645241-125585	17	d:o	d:o	Orust, söder om Kärrebergsån	M
d:o	645139-125808	19	d:o	d:o	Orust, runt Svanvik	M
643900-126000, även utanför Stigfjordens avr.omr.	644421-125172	20, 21	108109-001	108109	Tjörn, delen mot Stigfjorden, 21 är Rörabäcken	T, R
SE580610-113615		2	109108-001	-	Öar Kalvöfjorden	Ö
SE580325-113500		18	109108-001	-	Öar Stigfjorden, med del av Mjörn	Ö
-	-	1	-	-	Utloppet i havet (fiktivt)	-

Tabell 16a. Grödor år 2009 och lutningar närmast vattendraget i Stigfjordens delavrinningsområden (del.aro.). Ö, M etcetera anger område enligt Tabell 15. Övriga grödor listas i Tabell 16b. Området saknar höst- och vårraps, sockerbetor och råg.

Del.-aro.	Jordbruk [ha]	Lutning (%)	Vår-vete [ha]	Höst-vete [ha]	Vår-korn [ha]	Höst-korn [ha]	Havre [ha]
2 (Ö)	67,33	6,06	-	-	-	-	-
3 (M)	9,88	3,39	-	-	-	-	-
4 (M)	27,77	2,69	-	-	-	-	2,88
5 (S)	11,65	4,46	-	-	-	-	2,57
6 (S)	245,34	2,67	-	1,24	-	-	7,51
7 (S)	279,95	3,35	2,65	11,48	-	-	7,48
8 (M)	96,83	2,26	-	-	-	-	-
9 (H)	34,53	1,28	-	-	-	-	-
10 (H)	489,12	2,58	0,45	36,82	6,33	4,98	36,75
11 (H)	499,10	1,98	5,35	3,94	-	4,30	53,56
12 (K)	24,17	0,99	-	-	-	-	-
13 (K)	72,73	2,11	-	-	0,95	-	1,84
14 (K)	156,43	3,12	-	0,93	-	-	18,06
15 (K)	33,40	3,50	-	-	-	-	-
16 (K)	49,11	2,09	0,28	4,90	0,69	-	3,41
17 (M)	178,93	2,27	-	2,86	3,16	6,52	8,87
18 (Ö)	194,08	4,96	-	-	-	-	4,36
19 (M)	121,94	3,20	-	2,68	0,41	-	11,67
20 (T)	51,98	5,09	-	-	-	-	3,01
21 (R)	27,95	3,91	-	-	-	-	10,55

Åkermarkens jordart, fosforhalt i jordbruksmarken och lutning närmast vattendragen

Åkermarkens jordart är avgörande för vilket läckage som fås av kväve och fosfor. Läckagekoefficienter finns beräknade för tio olika åkermarksjordarter enligt FAO:s klassificering. Lokala mätningar av åkermarkens textur och bestämning av dess jordart var inte tillgängliga i projektet utan PLC5-jordarten användes som en första ansats. Jordartskartan i PLC5 är baserad på få jordartsprover och därför är jordartskartan mycket osäker. I Torpaån och Hovmanneån är PLC5-jordarten Sandy loam. På Orust är PLC5-jordarten Loam medan den på Tjörn är Clay loam. Eftersom PLC5-uppsättningen visade på orimligheter i indata testades även jordarter med högre lerhalt (Bilaga B, Test av bruttoberäkningar för olika åkermarksjordarter). I Torpaån och Hovmanneån användes i de slutliga simuleringarna Sandy clay loam.

Tabell 16b. Fortsättning från Tabell 16a. Grödor år 2009 i Stigfjorden.

Del.aro.	Potatis [ha]	Vall [ha]	Grönträda [ha]	Bete* [ha]	Smågrödor [ha]
2 (Ö)	-	-	5,64	61,69	-
3 (M)	-	3,47	-	6,40	-
4 (M)	0,04	18,50	0,30	6,05	-
5 (S)	-	5,80	-	3,28	-
6 (S)	-	169,19	3,15	54,93	9,33
7 (S)	0,09	147,81	15,48	74,10	20,86
8 (M)	0,06	35,09	1,17	55,97	4,54
9 (H)	-	28,08	2,83	0,92	2,70
10 (H)	-	235,67	7,33	148,20	12,58
11 (H)	-	288,59	7,63	129,59	6,14
12 (K)	-	22,61	0,56	0,99	-
13 (K)	0,54	39,74	3,74	23,79	2,14
14 (K)	0,41	76,29	9,25	49,95	1,54
15 (K)	-	9,44	0,35	23,61	-
16 (K)	-	23,35	0,16	16,33	-
17 (M)	0,11	92,29	0,67	51,00	13,45
18 (Ö)	0,94	30,54	0,51	156,68	1,05
19 (M)	-	62,28	1,37	43,53	-
20 (T)	0,10	17,10	-	31,38	0,40
21 (R)	-	8,06	-	9,34	-

* Inklusive obrukad jordbruksmark

Eftersom jordanalyser saknades fanns inte heller någon information om fosforhalten i jordbruksmarken utan även här fick PLC5-värdena användas. Både Torpaån och Hovmanneån har den högsta fosforklassen, nr 3, medan Orust och Tjörn har fosforklass 2. I beräkningarna här har 0,96 g P/kg använts i Hovmanneån/Torpaån och 0,76 g P/kg i Stigfjordens avrinningsområde.

Delavrinningsområde 2 och 18 som är småöar i Stigfjorden saknar PLC5-information och gavs därför jordegenskaperna för närmaste större område (2 som Orust och 18 som Tjörn).

Läckaget av fosfor från jordbruksmark beräknas förutom för olika grödor, jordar och fosforklasser även för olika lutningsklasser. Eftersom nya delavrinningsområden tagits fram kan inte PLC5-lutningarna användas utan nya lutningsvärden måste beräknas. Beräkningarna görs för jordbruksarealen inom 50 meter från vatten. Vid beräkningen användes 50 m-höjddatabasen, jordbruksblocken år 2010, vattendrag från vägkartan och alla småsjöar. Lutningen i procent (Tabell 14 och Tabell 16a, b) användes direkt då fosforläckaget tog fram (se nästa avsnitt), istället för att använda de tre lutningsklasserna.

Typhalter/läckagekoefficienter för jordbruksgrödor, skog, myr, hygge och öppen mark

Typhalter/läckagekoefficienter anger i mg/l hur mycket av ett visst näringsämne läcker från en viss typ av mark. I källfördelningsmodelleringen multipliceras typhalten/läckagekoefficienten med arealen av markanvändningen och avrinningen för att få den totala belastningen i kg från en viss markanvändning. Oftast används beteckningen läckagekoefficient för läckaget från jordbruksmark medan typhalter används för läckaget från skog, hygge, myr och öppen mark. Innebörden är dock densamma.

Båda områdena ligger i läckageregion 9, västsvenska dalbygden, som är en av de 22 läckageregioner som läckaget av kväve och fosfor beräknas för (Johnsson m.fl., 2008). Läckaget av kväve och fosfor beräknas för kombinationer av 10 olika jordar och 15 olika grödor med NLeCCS-systemet (Johnsson m.fl., 2008). För fosfor görs även beräkningar för alla kombinationer av 3 olika fosforklasser och 3 olika lutningsklasser. Sedan PLC5-beräkningarna gjordes har metodiken utvecklats så att fosforläckaget kan tas fram från kontinuerliga värden på fosforhalt i jorden och lutningen (Djordjic m.fl., 2008; Persson, 2009). Denna metod användes här, tillsammans med läckagekoefficienterna som beräknats för 2009 års grödstatistik (Blombäck m.fl., 2011).

Typhalterna för skog, myr, hygge och öppen mark är desamma som för sydvästra skogsregionen i PLC5 (Tabell 17). Typhalterna för fosfor är desamma under hela året, medan kvävevärdena har en kvartalsvariation. Efter att PLC5-simuleringen av fosfor genomförts i Stigfjorden justerades typhalten för öppen mark ned till skogsnivån eftersom den öppna marken i Stigfjordens avrinningsområde till stor del motsvaras av berg i dagen.

Tabell 17. Typhalter i mg/l. Fosforvärdena är konstanta under året medan kvävevärdena har en kvartalsvariation, där det högsta och det minsta värdet redovisas.

Mark	P	N
Skog	0,008	0,399-0,470
Hygge	0,013	Beräknas från org-N och depositionen enligt Löfgren och Westling (2002).
Myr	0,008	0,720-0,920
Öppen mark	0,05 (PLC5); 0,008 (justering i Stigfjorden)	0,410-0,470

Specifik avrinning

FyrisNP simulerar inte avrinningen utan det är indata till modellen. Företrädelsetvis används uppmätta värden, men då det saknas används simulerad avrinning istället. I denna studie användes månatlig simulerad vattenföring med S-HYPE användes istället (SMHI, 2013a). De data som användes var från delavrinningsområdena som finns i SVAR 2010 (Tabell 13), med simuleringarna S-HYPE2010_version_1_0_2 och HYPE_version_3_5_3. Den specifika avrinningen är avrinningen dividerad med arealen, det vill säga avrinningen uttryckt i mm/månad. I det nedströms

liggande delavrinningsområde 3 i Torpaån beräknades den lokala avrinningen, medan totala avrinningen kunde användas i övriga områden.

Vattenkemimätningar

I Stigfjordens avrinningsområde har Orust kommun månatliga mätningar i av vattenkemin Hagaåns utlopp sedan mer än 20 år. Från maj 2010 till juni 2011 genomfördes en utökad provtagning i flera provpunkter i Stigfjordens avrinningsområde. Under perioden 2007-2011 finns det 42 mätvärden i Hagaån och cirka tio mätvärden i de övriga mätpunkterna (Tabell 18). Alla mätvärden då konduktiviteten överskred 90 mS/m (vid 25°C) har raderats eftersom de antagits bero på havsvattensinträngning i bäckarna, eller i ett fall stillastående vatten. Dessa problem inträffar under sommaren och det är endast år 2011 som har kvar alla mätvärden under sommaren.

Tabell 18. De vattenkemiska mätpunkterna i Stigfjordens avrinningsområde och deras koordinater i RT90 och delavrinningsområdet de ligger i utloppet av.

Mät punkt	X	Y	Typ	Delavrinningsområde
Hagaån	6453700	1253800	Långtid	10
Hagaån 2	6448357	125918	Utökad	11
Strane å 1	6444976	124351	Utökad	6
Strane å 2	6445707	123855	Utökad	7
Kärrebergsån 1	6447009	129626	Utökad	16
Kärrebergsån 2	6447139	129452	Utökad	14
Kärrebergsån 3	6449122	128852	Utökad	15
Rörabäcken	6444190	1253600	Utökad (Tjörn)	21

I Torpaån och Hovmanneån görs sedan 2007 regelbundna mätningar i tre provpunkter (Tabell 19). Mätningarna tas ungefär varannan månad, med vissa vinteruppehåll. Under den simulerade perioden 2007-2011 finns det 23 mätvärden för varje mätpunkt.

Tabell 19. De vattenkemiska mätpunkterna i Hovmanneåns och Torpaåns avrinningsområde och deras koordinater i RT90 och delavrinningsområdet de ligger i utloppet av.

Vattendrag	Mät punkt	X	Y	Delavrinningsområde
Torpaån	Tjolöholm (nära utloppet)	6370535	1279075	4
Torpaån	Allatorp	6371463	1283858	6
Hovmanneån	Nära utloppet	6373462	1278815	2

Uppmätta koncentrationer

De uppmätta koncentrationerna är högre i Hovmanneån än i Torpaån. Då intensivt jordbruk förekommer i Hovmanneån är detta rimligt. Hovmanneåns kvävekoncentrationer är runt 2-3 mg/l, och fosforkoncentrationerna ligger runt 0,1 mg/l med toppar upp mot 0,6 mg/l. I Torpaån skiljer fosforhalterna tydligt mellan det skogsdominerade området i delavrinningsområde 6 mot det jordbruksdominerade delavrinningsområdet 4 längre nedströms (Figur 4 och Figur 16). Kvävekoncentrationerna är dock förhållande vis lika mellan dessa båda mätpunkter (Figur 4 och Figur 17).

I Stigfjorden ligger fosforkoncentrationerna ofta under 0,05 – 0,10 mg/l, med toppar från 0,15 till 0,60 mg/l (Figur 5 och Figur 19). Mätseriens sista år, 2011, har en högre basnivå för fosfor än övriga år. Orsaken är okänd och samma mönster syns inte för kväve. Just detta år behövdes ingen korrektion göras för havsvattensinträngning på sommaren. Kvävevärdena varierar ofta runt 1 mg/l (Figur 7 och Figur 21). De uppmätta fosforkoncentrationerna i Hagaån är högre år 2011 än de tidigare åren (2007-2010). Orsaken är till detta är okänd. Just 2011 förekom ingen havsvattensinträngning och inga sommartoppar har därför tagits bort, men mönstret med en högre grundnivå år 2011 är tydligt även innan korrektionen för de andra årens havsvattensinträngning gjorts. Motsvarande mönster finns ej för kväve.

Vattentemperatur

I retentionsberäkningen i FyrisNP ingår temperaturen i vattnet under den aktuella månaden. Företrädevis används vattentemperaturen, men då den saknas kan även lufttemperatur användas.

För Torpaån och Hovmanneån användes mätningar från den närliggande Kungsbackaån. I Kungsbackaån har temperaturen mätts i många punkter. För varje månad beräknades ett medelvärde från de mätstationer i Kungsbackaån som provats varje månad (P9,P12,P13,P13.1,P15,P16,P17). Augusti 2008 och 2011 samt september 2010 saknade mätningar och fick den månadens medelvärde för övriga år.

I Stigfjordens avrinningsområde finns uppmätta vattentemperaturer i Hagaån under de flesta månader sedan februari 2009 och dessa användes. Övriga månader togs medelvärdet av den interpolerade lufttemperaturen i PTHBV-databasen (Luftwebb, SMHI, 2013b) i tio punkter utspridda i avrinningsområdet. PTHBV-version 3 användes.

Enskilda avlopp

Genom att använda kommunernas inventeringar av de enskilda avloppen kan förbättrade beräkningar fås jämfört med PLC5. I PLC5-beräkningarna har information från kommunerna används, men alla delavrinningsområden i en kommun har fått samma fördelning av de olika reningsteknikerna.

FyrisNP behöver indata om den totala belastningen från enskilda avlopp i varje delavrinningsområde. Detta beräknades genom att summera belastningen från alla fastigheter. Belastningen från en enskild fastighet beräknades enligt

$$\text{persondagar} \cdot (\text{belastningsschablon}_{WC} \cdot \text{reningsschablon}_{WC} + \text{belastningsschablon}_{BDT} \cdot \text{reningsschablon}_{BDT})$$

Persondagarna beräknas för permanentboende som antalet boende i fastigheten multiplicerat med nyttjandegraden 65 % av dygnet och 365 dagar (Ryegård m.fl. 2006). När antalet boende i en fastighet varit okänt har schablonen 2,5 boende per fastighet använts. För fritidsfastigheter antas 180 persondagar (Ryegård m.fl. 2006), vilket till exempel motsvarar tre personer under två månader. De uppdaterade belastningsschablonerna av kväve och fosfor inför PLC6-beräkningarna har använts i denna studie (Ek m.fl., 2011, Tabell 20).

Tabell 20. Belastningsschabloner från enskilda avlopp i gram/person/dag.

	WC	BDT
N	12,5	1,2
P	1,55	0,15

Tabell 21. Schabloner för reningsgrad (0 = ingen rening, 1 = fullständig rening) av kväve (N) och fosfor (P) vid olika typer av enskilda avlopp använda i denna studie.

Grundvärdena är tagna från de beräkningar som gjordes av Ek m.fl. (2011), min- och maxvärdena har beräknats med från de intervall som Ek m.fl. angav.

	Grund värde	Grund värde	Min	Min	Max	Max
Reningsstyp	P	N	P	N	P	N
Inget utsläpp (till exempel kommunalt avloppreningsverk eller sluten tank)	1	1	1	1	1	1
Enbart slamavskiljare	0,15	0,1	0,05	0,05	0,25	0,15
Slamavskiljare+infiltrationsbädd	0,5	0,3	0,2	0,2	0,8	0,4
Slamavskiljare+markbädd	0,4	0,25	0,2	0,15	0,6	0,35
Slamavskiljare+markbädd+fosforfilter	0,85	0,3	0,75	0,2	0,95	0,4
Minireningsverk	0,85	0,4	0,75	0,2	0,95	0,6
Gemensamhetsanläggning Kem+Bio ^a	0,86	0,4	0,76	0,2	0,96	0,6
Gemensamhetsanläggning Kem ^a	0,86	0,15	0,76	0	0,96	0,35
Gemensamhetsanläggning Bio	0,55	0,4	0,45	0,2	0,65	0,6
Stenkista, rensbrunn	0	0	0	0	0	0
Ingen rening	0	0	0	0	0	0

^a Vid tolkningen av avloppsinventeringarna var det ingen anläggning som kopplades till denna reningsschablon.

Inventeringar av enskilda avlopp har gjorts i Kungsbacka, Orust och Tjörns kommuner. De olika fastigheterna i ett delavrinningsområde identifierades med kartpunkter på Orust (Figur 2) och i Hovmanneån/Torpaån (Figur 1) och manuellt på Tjörn. Ett omfattande arbete lades ned på att tolka kommunernas avloppsinventeringar och koppla de olika reningsteknikerna i inventeringen till de som har reningsschabloner (Ek m.fl., 2011, Tabell 21). Min- och maxvärdet av reningsschablonerna användes då det ansågs lämpligt. En underkänd anläggning av en viss typ fick till exempel ofta minimischablonen, medan en godkänd anläggning med ett extra poleringssteg vars reningsschablon saknades gavs maxeffekten. Inventeringen från Kungsbacka innehåll ibland motsägelsefulla poster bland annat på grund av att information från olika tidpunkter samlats och att information om givna tillstånd förts in utan att den nya avloppsanläggningen blivit byggd.

På Orust och i Kungsbacka fanns information om antalet boende per permanentfastighet. På Tjörn användes schablonen 2,5 boende per fastighet. Då inventeringarna per fastighet också kopplades till information om antalet boende per fastighet på Orust och i Kungsbacka uppstod även ett antal oklarheter. Exempelvis följde information om ett antal fastigheter utanför området med, men även fastigheter som antogs vara i området men som saknade inventering upptäcktes. Antaganden om antalet persondagar i fastigheter utan boende såsom bygdegårdar gjordes tillsammans med Orust kommun.

Exempel på olika antaganden vid oklarheter:

- Mulltoaletter och urinseparering har kopplats till olika reningsschabloner. För vissa fastigheter har utsläppet antagits vara noll. Då inventeringen istället angav att urinen leddes till stenkista antogs reningen motsvara slamavskiljare eftersom större delen av näringen återfinns i urinen snarare än i fekalierna.
- Reningstekniken okänd i inventeringen
 - o Detta gällde många fastigheter i Kungsbacka och en vanlig anledning är att de är eller håller på att bli anslutna till kommunalt avlopp. Dessa fastigheter antogs förenklat ha reningstekniken ”Gemensamhetsanläggning Bio” eftersom den anläggningen ligger nära 50 % reningsgrad för både kväve och fosfor och därmed inkluderas hela utsläppet från ungefär hälften av fastigheterna.
 - o Antagande om dålig, äldre rening gjordes i vissa fall.
- Adress med boende utan koppling till fastighetsbeteckning
 - o Med hjälp av ytterligare information från kommunen kunde de kopplas till rätt fastighet eller strykas.
- Fastighet med boende men där inventering saknas:
 - o Antas ofta sakna utsläpp p.g.a. att de är utanför området, har kommunalt avlopp eller är obebodda
 - o I några fall på Orust kunde aktuella uppgifter om reningsteknik tas fram eller antas.
- Motsägelsefulla uppgifter i avloppsinventeringen
 - o I Kungsbacka fanns flera olika poster som kunde vara motsägelsefulla p.g.a. att olika poster använts vid olika tidpunkter och att äldre uppgifter inte raderats eller p.g.a. att information om

lämnade tillstånd förts in utan att anläggningen senare byggts. Då klassningen i godkänt/avvakta/förbud ansågs vara mest korrekt fick den styra. Exempelvis antogs dålig rening om anläggningen hade förbjudits även om inventeringen i en post angav sluten tank.

- Information om BDT-rening saknas i avloppsinventeringen
 - o Oftast antogs BDT-reningen vara densamma som för WC-reningen.

Tabell 22. Sammanställning av antalet fastigheter i de olika reningskategorierna

Reningstyp	Stigfjorden		Kungsbacka	
	WC	BDT	WC	BDT
Inget utsläpp i området (till exempel kommunalt avloppreningsverk, sluten tank, mulltoa) eller en fastighet som är obebodd eller antas ligga utanför avrinningsområdet	579	181	750	719
Enbart slamavskiljare	208	466	130	141
Slamavskiljare+infiltrationsbädd	115	150	145	149
Slamavskiljare+markbädd	483	509	35	38
Slamavskiljare+markbädd+fosforfilter	1	1	7	7
Minireningsverk	44	44	36	37
Gemensamhetsanläggning Kem+Bio	0	0	0	0
Gemensamhetsanläggning Kem	0	0	0	0
Gemensamhetsanläggning Bio	0	0	81 ^a	81 ^a
Stenkista, rensbrunn	1	75	0	0
Ingen rening	0	5	1	13
Totalt	1431	1431	1185	1185

^a Ej en faktisk reningsteknik för de flesta fastigheter i området, utan använd för anläggningar som antas sakna information i avloppsinventeringen p.g.a. att de är eller håller på att bli anslutna till kommunalt avloppsreningsverk.

I avloppsinventeringarna finns information om huruvida avloppet ligger nära eller långt bort från ett vattendrag men informationen har inte kunnat nyttjas eftersom det fortfarande saknas schabloner för hur avståndet till vattendraget påverkar reningseffekten (Olshammar m.fl., 2009).

Utsläppen från de enskilda avloppen är konstant under den modellerade perioden och tar inte hänsyn till att reningstekniken har förbättrats i ett antal fastigheter i

under den modellerade tidsperioden. Reningen var och alltså var sämre än vad nuvarande avloppsinventering anger i början av den modellerade tidsperioden.

Av de fastigheter som har utsläpp i området, det vill säga då fastigheterna med slutna tank räknats bort, dominerar slamavskiljare+markbädd i Stigfjordens avrinningsområde, följt av de enklare anläggningarna som endast har slamavskiljare (Tabell 22). I Hovmanneån/Torpaån är det istället vanligast med slamavskiljare+infiltrationsbädd och de enklare anläggningarna med endast slamavskiljare (Tabell 22). Minireningsverken förekommer endast i ca 4 % av fastigheterna. Min- och maxvärdena för reningsschablonerna har använts för ungefär hälften av fastigheterna med utsläpp till Stigfjorden (Tabell 23). I Kungsbacka där avloppsinventeringen var mer motstridig användes nästan bara grundvärdena (Tabell 23). De beräknade utsläppen från enskilda avlopp redovisas i Tabell 24 och Tabell 25 och jämförs i Resultat-avsnittet ”Fördelning mellan delavrinningsområden”.

Tabell 23. Specifiering av om reningsschablonernas grundvärden använts, eller deras min- och maxvärden, antal anläggningar.

	Stigfjorden		Kungsbacka	
	WC (antal)	BDT (antal)	WC (antal)	BDT (antal)
Ingen rening	0	5	1	13
Min	331	350	13	15
Grundvärdena	404	705	417	432
Max	117	190	4	6
Inget utsläpp i området	579	181	750	719
Totalt	1431	1431	1185	1185

Tabell 24. Månatligt utsläpp av kväve och fosfor från enskilda avlopp och dagvatten i Hovmanneån/Torpaån.

Delavrinningsområde	Enskilda avlopp (kg N/mån)	Enskilda avlopp (kg P/mån)	Dagvatten (kg N/mån)	Dagvatten (kg P/mån)
2	62,2	5,7	65,4	5,1
3	3,3	0,3	0	0
4	27,5	2,5	0	0
5	73,1	7,0	0	0
6	47,3	4,7	0	0
7	20,7	2,0	0	0

Tabell 25. Månatligt utsläpp av kväve och fosfor från enskilda avlopp och dagvatten i Stigfjordens avrinningsområde.

Delavrinningsområde	Enskilda avlopp (kg N/mån)	Enskilda avlopp (kg P/mån)	Dagvatten (kg N/mån)	Dagvatten (kg P/mån)
2	0,46	0,05	0	0
3	12,54	1,35	0	0
4	23,96	2,45	0	0
5	1,01	0,08	0	0
6	52,42	5,74	0	0
7	37,97	4,08	0	0
8	9,93	1,13	0	0
9	5,55	0,62	0	0
10	59,46	6,22	0	0
11	61,48	6,68	0	0
12	2,51	0,29	0	0
13	14,41	1,47	0	0
14	39,26	4,19	0	0
15	7,74	0,81	0	0
16	12,20	1,29	0	0
17	49,39	5,13	0	0
18	82,13	7,16	0	0
19	31,06	2,99	23,96	1,89
20	82,24	7,82	4,39	0,34
21	16,23	1,77	1,87	0,15

Punktkällor (reningsverk)

Tidsserier med månatliga utsläpp av kväve och fosfor är indata till FyrisNP.

I Hovmanneån/Torpaån saknas reningsverk. I Stigfjordens avrinningsområde finns ett större reningsverk, Svanvik, samt några små anläggningar på Tjörn. Inget av dessa reningsverk är med bland reningsverken i PLC5-beräkningarna.

Avloppsreningsverket Svanvik är dimensionerat för 800 personekvivalenter. Det renade avloppvattnet går genom en ledning ut i Stigfjorden och släpps ut ca 300

meter från stranden. Från Miljö/Årsrapporterna från avloppsreningsverket Svanvik hämtades uppgifter om hur många ton kväve och fosfor som släppts ut varje år till Stigfjorden (Tabell 26). Dessa värden har räknats om till kg/månad för att få indata till FyrisNP. För de senare åren finns mätresultat för varje månad så att individuella månadsvärden skulle kunna beräknas. Dock saknas information om varje månads vattenflöde och eftersom utsläppspunkten är i havet, och nedströms alla mätpunkter så ger anpassade månadsvärden ingen ytterligare förbättring av kalibreringen.

Tabell 26. Utsläppsdata för Svanviks reningsverk på Orust. Recipienten för Svanviks avloppsreningsverk är havet, det vill säga delavrinningsområde 1.

År	Namn	N ton/år	P ton/år	Bräddning
2007	Svanvik	0,43	0,01	Nej
2008	Svanvik	0,41	0,01	Nej
2009	Svanvik	0,34	0,0047	Nej
2010	Svanvik	0,42	0,0039	Troligen ej (information saknas)
2011	Svanvik	0,46	0,0047	Troligen ej (information saknas)

Information om de små reningsverken på Tjörn återfinns i Hübinette (2009). Det finns en viss osäkerhet kring anläggningarnas utsläppspunkt och vilket årtal utsläppsuppgifterna gäller, men eftersom dessa anläggningar är så små (Tabell 27), och ibland endast omfattar BDT-avlopp har inte någon fördjupad kontroll gjorts. Ingen granskning har heller gjorts av om någon av gemensamhetsanläggningarna i inventeringen av de enskilda avloppen är desamma som dessa små reningsverk. Eftersom utsläppen är så pass små är effekten av en eventuell dubbelräkning dock minimal. Vattnet från avloppsreningsverken antogs släppas ut i delavrinningsområde 18 och 20 (Tabell 27). Ett alternativ hade varit att ange för modellen att avloppsvattnet från alla anläggningar släpps ut i havet, precis som vattnet från Svanvik.

Tabell 27. De små avloppsreningsverk på Tjörn som enligt kartan^a i Hübinette (2009) ligger i Stigfjordens avrinningsområde. Utsläppsuppgifterna är från Hübinette (2009) och antas vara för år 2008. Delavrinningsområdet där vattnet antas släppas ut anges också.

Namn	N kg N /år	P kg N /år	Delavrinningsområde
T10, Valsängstrand	1,4	0,1	20
T13, N Köleröd	3,9	0,6	20
T14, Knöde ^a	0,2	0	20
T15 Östra Näs	32	0,9	18

^a) Anläggning T14, Knöde, ser enligt kartan i figur 2 i Hübinette (2009) ut att vara i Stigfjordens avrinningsområde, men tabellen under figuren anger recipienten till Säbykile.

Dagvatten

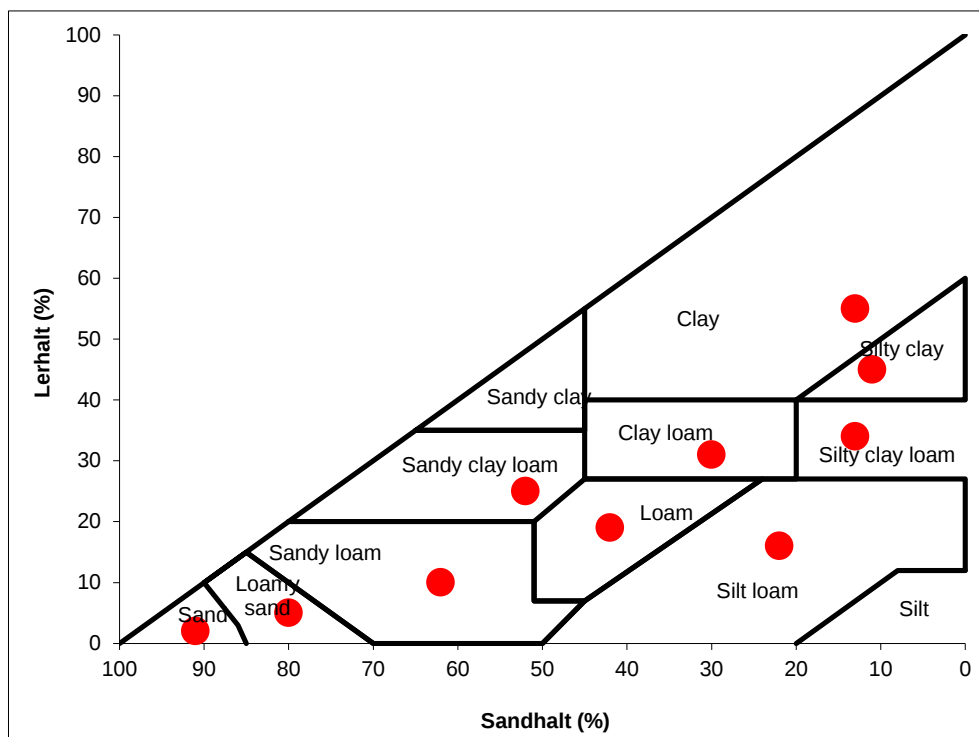
Dagvattenberäkningen från PLC5 användes. I delavrinningsområde 19 på Orust och 20 och 21 på Tjörn skalades dagvattenbelastningen från de större PLC5-områdena om utifrån områdets andel av tätortsarealen (Tabell 25). I Hovmanneån kunde PLC5-värdet användas direkt (Tabell 24) och Torpaån och delavrinningsområde 1-18 i Stigfjorden saknar tätortsareal enligt PLC5 och därmed dagvattenbelastning.

Deposition

Depositionen av kväve och fosfor på sjöar och av kväve på hyggen togs från PLC5.

Bilaga B: Test av bruttoberäkningar för olika åkermarksjordarter

Som en första ansats simulerades kväve- och fosforhalterna i vattendragen med PLC5-jordarten och fosfortyphalten för öppen mark enligt PLC5. Det gav tydligt felaktig bruttobelastning i flera fall. Eftersom båda områdena i princip saknar sjöar kan man förvänta sig en låg retention och därmed kan inte bruttobelastningen vara alltför hög i förhållande till de uppmätta värdena. Bruttobelastningen kan inte heller vara lägre än de uppmätta värdena, utom vid enstaka höga toppar som inte indatas medelkoncentrationer kan motsvara.



Figur 15. Texturtriangeln med de olika FAO-jordarterna. De röda punkterna visar vilken kombination av lerhalt och sandhalt som använts för att beskriva jordarterna vid beräkningarna av fältläckaget av kväve och fosfor.

Kungsbackafjorden

I Kungsbackafjorden får man i de två jordbruksdominerande delavrinningsområdena Hovmanneån (delavrinningsområde 2) och nedströms i Torpaån (delavrinningsområde 4) en alltför låg bruttobelastning av fosfor och för hög bruttobelastning av kväve (Figur 16 och Figur 17 i Bilaga C, Simulerade bruttokoncentrationer i Hovmanneån/Torpaån). PLC5-jordarten är Sandy loam och sandigare jordar har högt kväveläckage och lågt fosforläckage (Figur 3). Jordar med hög lerhalt har istället lågt kväveläckage och högt fosforläckage (Figur 3). Det är tydligt från bruttosimuleringen med Sandy loam att Hovmanneån och Torpaån har en högre lerhalt än Sandy loam. Tester gjordes med de angränsande jordarna med högre lerhalt enligt texturtriangeln (Figur 15). Eftersom störst läckageskillnad

uppnåddes med Sandy Clay Loam och dessa simuleringar gav en rimlig bruttokoncentration (Figur 16 och Figur 17 i Bilaga C, Simulerade bruttokoncentrationer i Hovmanneån/Torpaån) i vattendraget användes fortsättningsvis den jordarten istället för PLC5:s Sandy loam. Genom jordartsbytet minskar den beräknade bruttobelastningen från 55 till 46 ton och fosfors bruttobelastning dubblas nästan från 1,5 till 2,9 ton (Tabell 4). Den procentuella källfördelningen påverkas också stort (se vidare avsnittet "Källfördelning").

Stigfjorden

I Stigfjorden är det tydligt att bruttobelastningen av kväve är alldeles för hög på Orust där PLC5-jordarten är loam (Figur 18 och Figur 21 i Bilaga D, Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar). På Tjörn är PLC5-jordarten clay loam med en högre lerhalt och där är bruttobelastningen rimligare (delavrinningsområde 21 i Figur 21). Delavrinningsområde 21 har även en mycket hög andel havre jämfört med övriga delavrinningsområden, vilket också påverkar jämförelsen.

Till skillnad från Torpaån och Hovmanneån är det dock inte lika uppenbart att fosfor har en felaktig bruttobelastning på Orust (Figur 18 i Bilaga D, Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar). Vid den första ansatsen är även det simulerade fosforläckaget ofta för högt, istället för för lågt som i Hovmanneån/Torpaån. En stor andel av den höga bruttofosforbelastningen, 28 %, kommer vid denna första ansats från öppen mark (Tabell 6). Det är en orimligt stor andel med tanke på att den öppna marken i Stigfjordens avrinningsområde till stor del består av hållmark. Kväveläckaget för öppen mark sätts med PLC5-metodik till skogsläckaget utom i några områden i sydligaste Sverige där det är högre. Fosfor för öppen mark är istället i hela landet satt till 0,05 mg/l med PLC5-metodik, vilket är mycket högre än PLC5:s skogsläckage på 0,008 mg/l. Fosforläckaget för öppen mark i Stigfjorden sattes därför som en andra ansats till detsamma som skogsläckaget. Nivån, 0,008 mg/l motsvarar också grovt vad man får från fosfordepositionen. Efter detta byte är det 6 % av bruttobelastningen av fosfor som kommer från öppen mark i Stigfjorden. Den beräknade bruttobelastningen minskade samtidigt från 5,3 till 4,0 ton/år (Tabell 4).

Då typhalten för öppen mark justerats sjunker den simulerade bruttokoncentrationen för fosfor så att den ofta ligger i ungefärlig nivå med de uppmätta halterna (Figur 18 och Figur 19 i Bilaga D, Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar). De simulerade fosforkoncentrationerna är dock inte för låga på samma tydliga sätt som i Kungsbacka. För att sänka de orimligt höga kvävevärdena i Stigfjorden gjordes ett test med Tjörns jordart, Clay loam, även på Orust. Bruttokoncentrationerna av kväve sjunker då till rimligare nivåer utan att bruttokoncentrationerna av fosfor blir alltför höga (Figur 18, Figur 20 och Figur 22 i Bilaga D, Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar). Jordbruket (utan bete och obrukad jordbruksmark) får dock en förvånansvärt liten andel av källfördelningen, 39 % av bruttobelastningen av kväve (Tabell 6), och därför används både Loam och Clay loam på Orust i den fortsatta modelleringen av Stigfjorden i brist på mätningar. Skillnaderna mellan de simulerade bruttokoncentrationerna och de uppmätta halterna skiljer sig något mellan de olika delavrinningsområdena så i verkligheten kan man anta att det är olika jordarter i olika områden i avrinningsområdet.

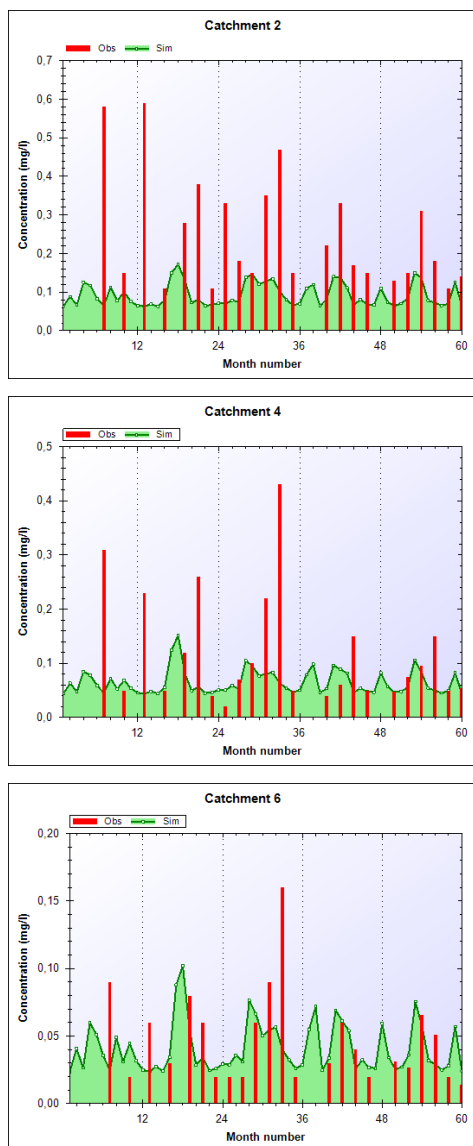
Eftersom en jordart med högre lerhalt inte gav någon tydlig förbättring och det främst är kväve som har en felaktig bruttobelastning kan man också anta att de

höga kväveläckagen beror på att kväveläckaget för den lokala grödmixen inte beräknats i studien. Det är känt att med ett mycket stort inslag av vall, vilket är fallet i Stigfjordens avrinningsområde, blir även kväveläckaget lägre även för övriga grödor (Djodjic m.fl., 2010). Fosfor påverkas inte på samma sätt av den lokala grödmixen.

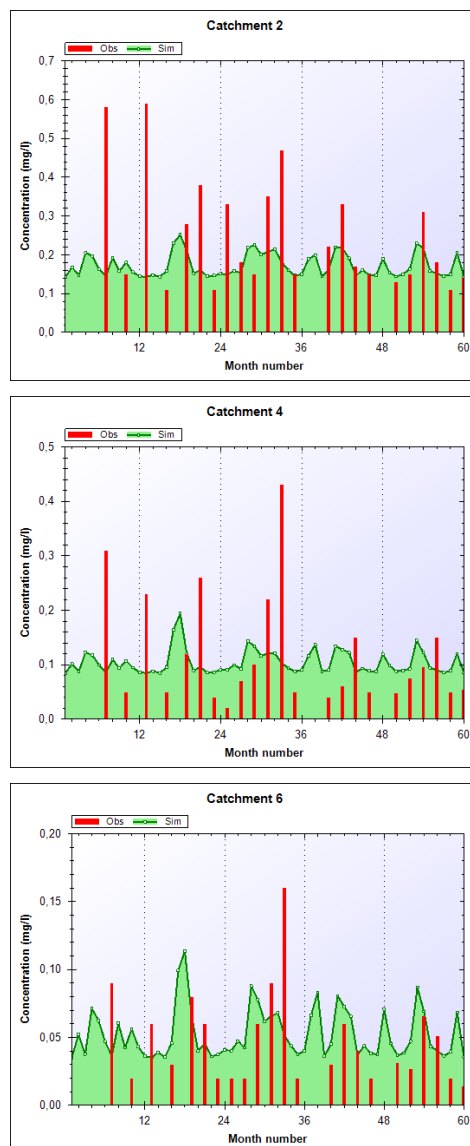
Mätningar i åarna som rinner till Stigfjorden visar på en stor andel fosfat av den totala fosforkoncentrationen vilket hör ihop med lättare, sandigare jordar. Då jordarten har en högre lerhalt dominerar den partikelbundna fosfor istället för fosfaten.

Bilaga C: Simulerade bruttokoncentrationer i Hovmanneån/Torpaån

PLC5-jord (Sandy loam):

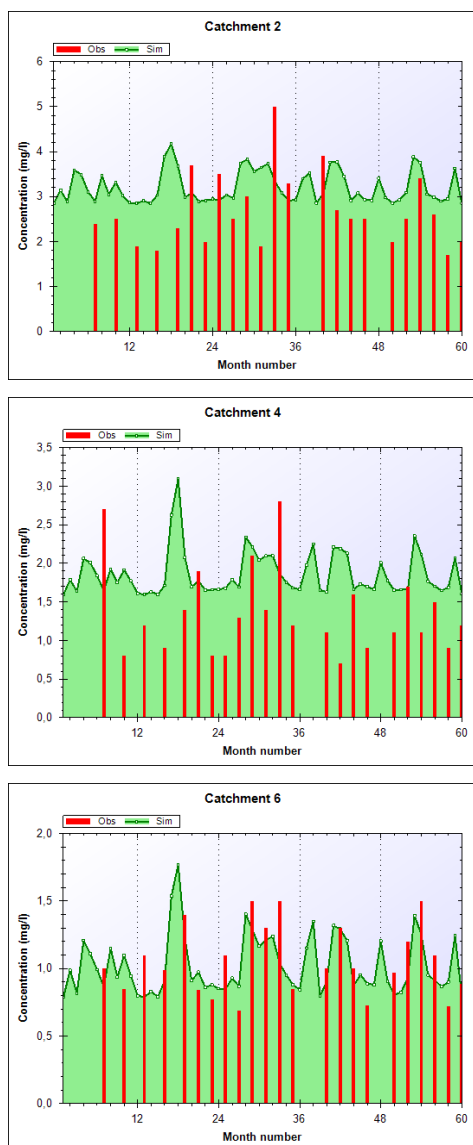


Sandy Clay Loam:

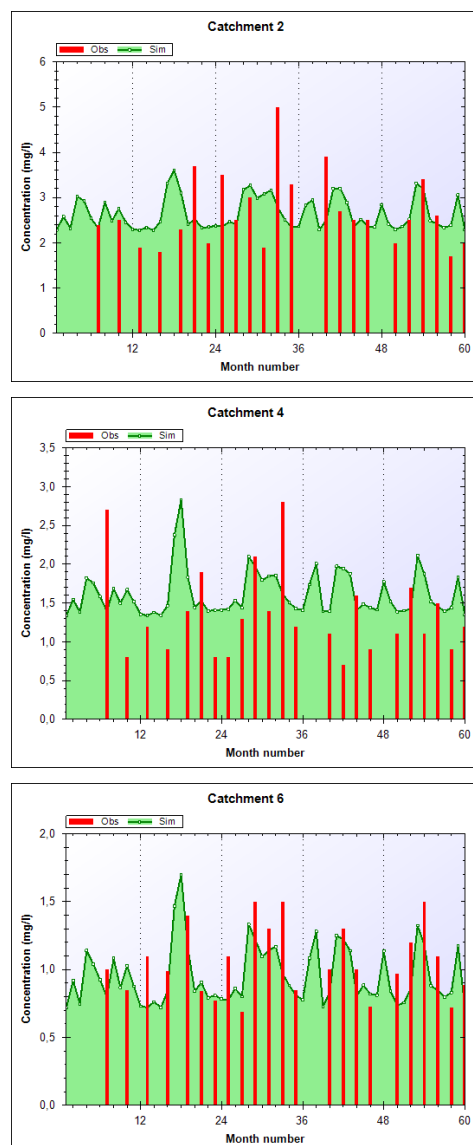


Figur 16. **Fosfor**. Simulerad **bruttokoncentration** (grön linje) och uppmätta värden (röda staplar) i Hovmanneån (2), och Torpaåns mätpunkter Tjolöholm (4) och Allatorp (6). Vänstra kolumnen visar simuleringar med PLC5-jordarten och högra simuleringar med en jordart med högre lerhalt. Observera att y-axlarna har olika skalor. Delavrinningsområde 2 och 4 domineras av jordbruksmark. Den simulerade nettokoncentrationen med Sandy clay loam visas i Figur 4.

PLC5-jord (Sandy loam):



Sandy Clay Loam:

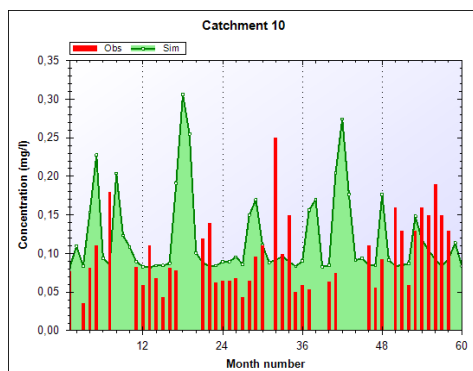


Figur 17 **Kväve**. Simulerad **bruttokoncentration** (grön linje) och uppmätta värden (röda staplar) i Hovmanneån (2), och Torpaåns mätpunkter Tjolöholm (4) och Allatorp (6). Vänstra kolumnen visar simuleringar med PLC5-jordarten och högra simuleringar med en jordart med högre lerhalt. Observera att y-axlarna har olika skalor. Delavrinningsområde 2 och 4 domineras av jordbruksmark. Den simulerade nettokoncentrationen med Sandy clay loam visas i Figur 4.

Bilaga D: Simulerade bruttokoncentrationer i Stigfjordens åar

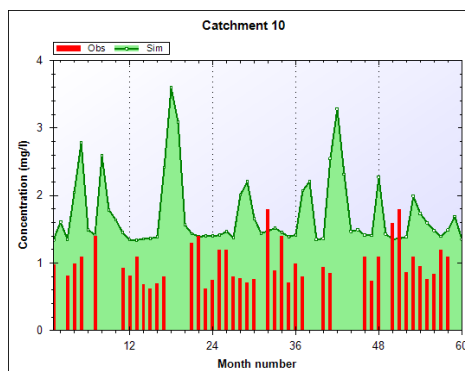
Fosfor:

PLC5-jordart (Loam)

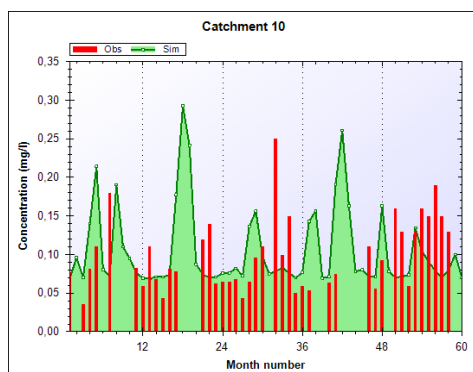


Kväve:

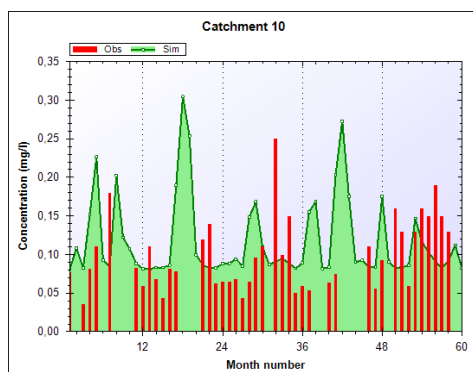
PLC5-jordart (Loam)



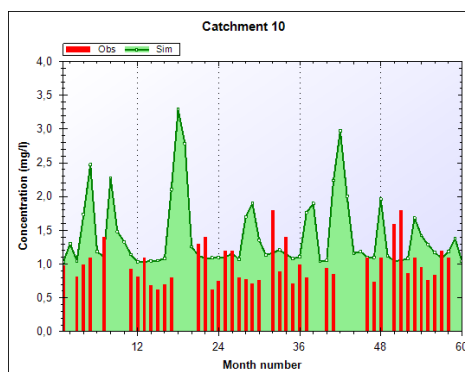
Läckage för öppen mark sänkt + Loam



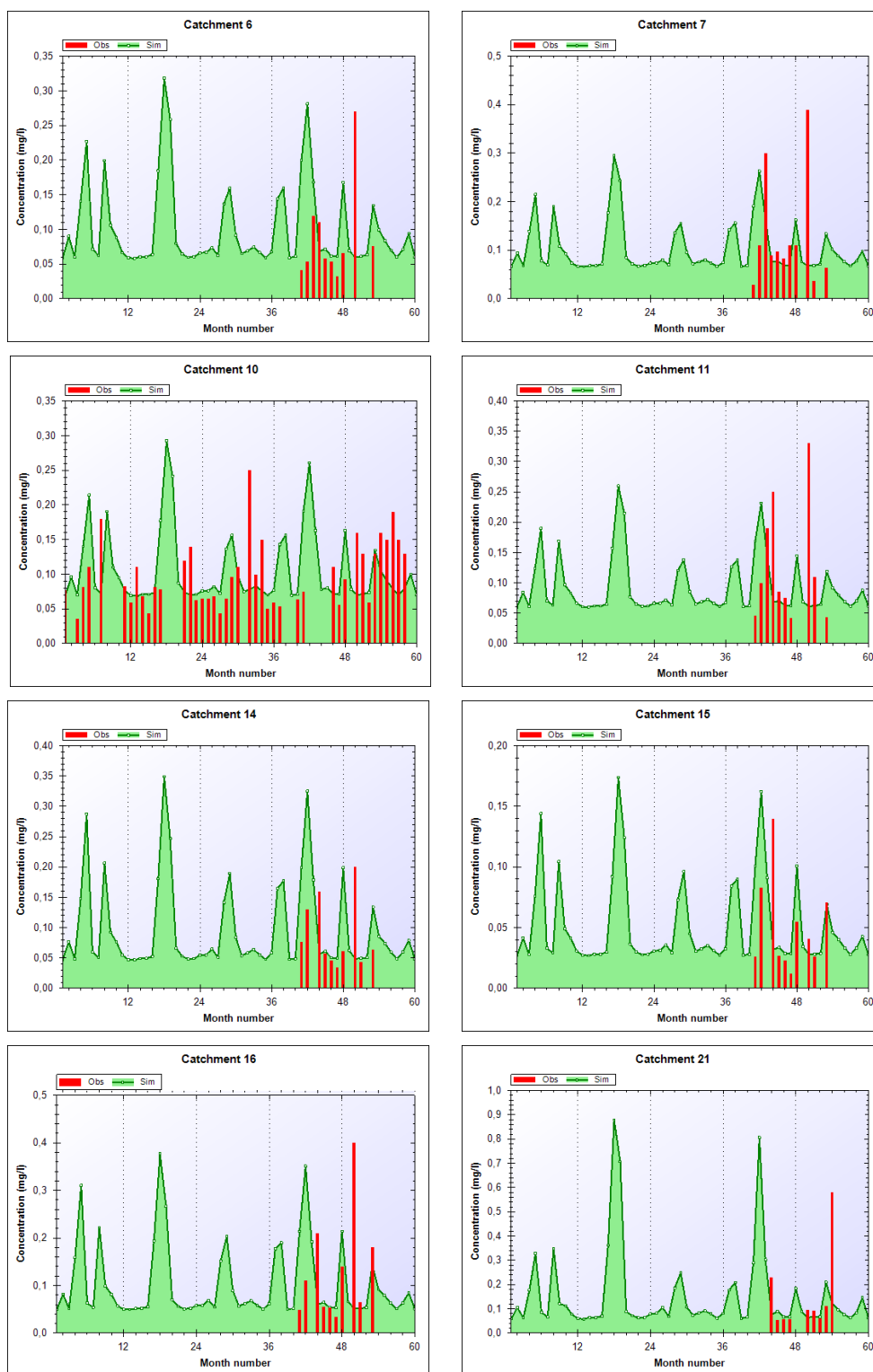
Jordart med högre lerhalt (Clay loam)



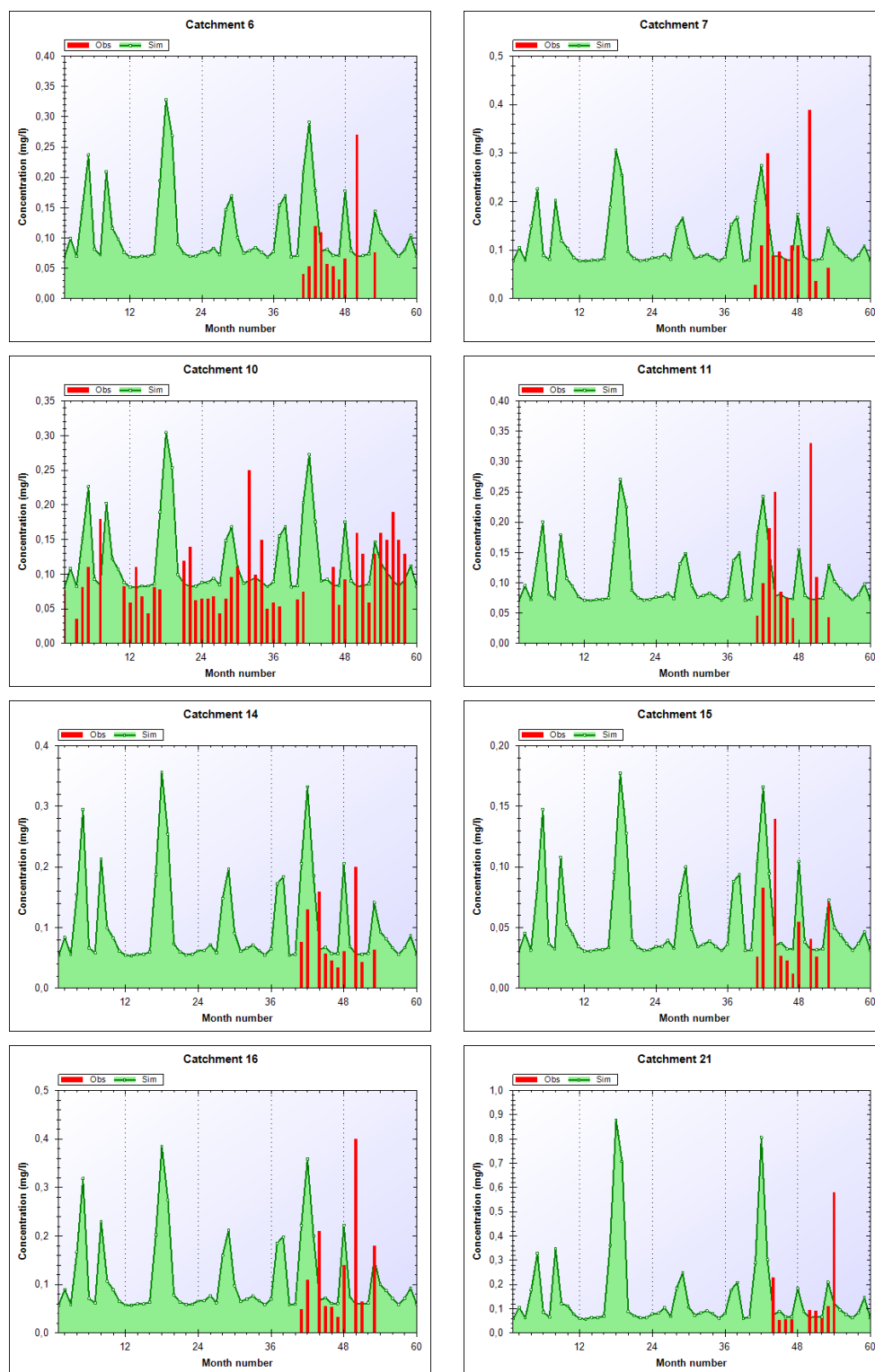
Jordart med högre lerhalt (Clay loam)



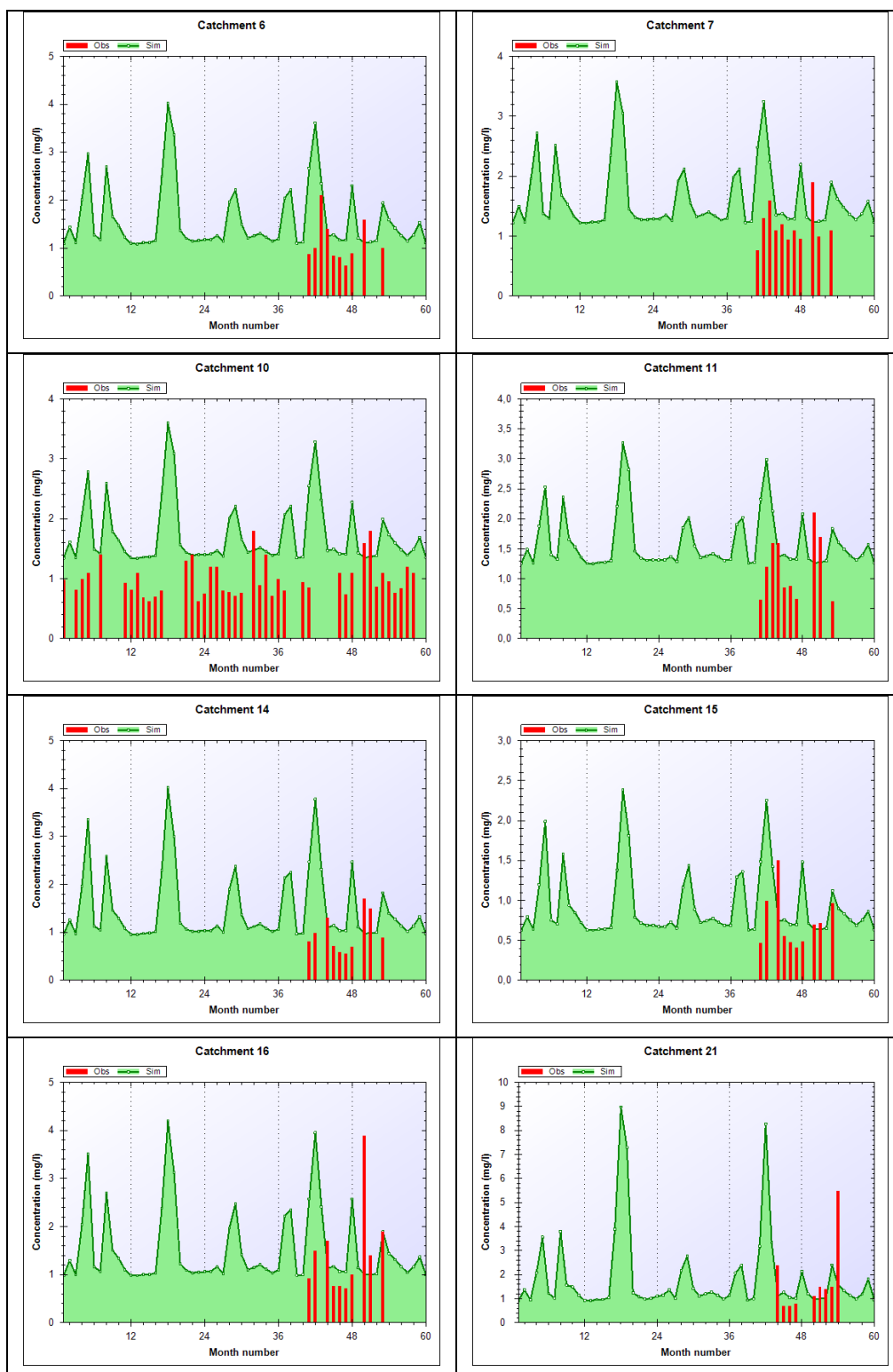
Figur 18 Simulerad **bruttokoncentration** (grön linje) och uppmätta värden (röda staplar) i utloppet av Hagaån. Vänstra kolumnen visar fosfor och högra kväve. Översta raden visar simuleringar med PLC5-jordarten, mellersta raden simuleringar där fosforläckaget från öppen mark satts lika med skogsläckaget och nedre raden simuleringar med en högre lerhalt. De simulerade nettokoncentrationerna visas i Figur 5, Figur 6, Figur 7 och Figur 8.



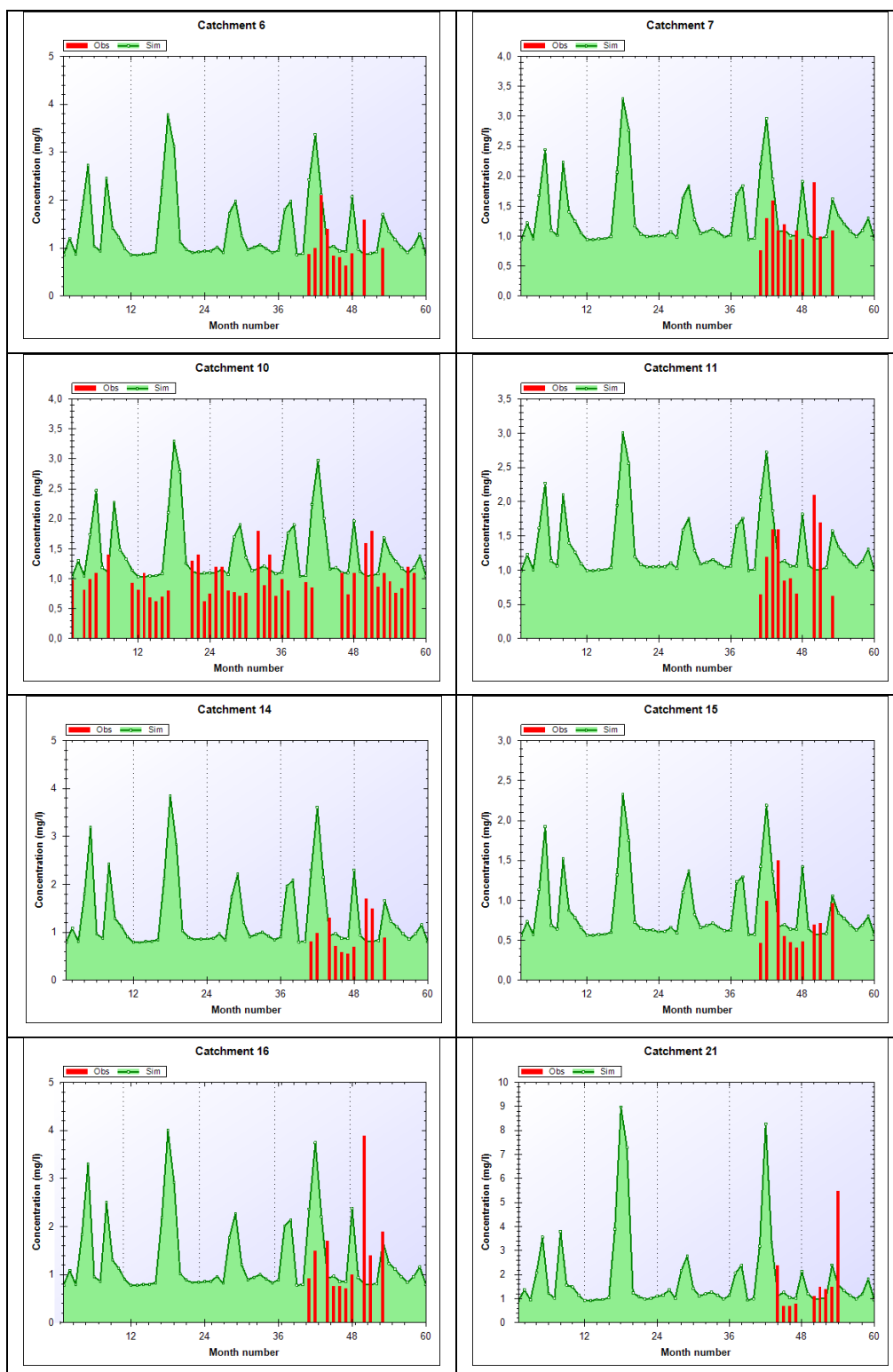
Figur 19 **Fosfor**. Simulerad **bruttokonzentration** (grön linje) med **PLC5-jordarterna** (Loam på Orust och Clay loam i delavrinningsområde 21 på Tjörn) och justerat läckage för öppen mark och uppmätta värden (röda staplar) i de av Stigfjordens delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axlarna har olika skalor. De simulerade nettokonzentrationerna visas i Figur 5.



Figur 20. **Fosfor**. Simulerad **bruttokonzentration** (grön linje) med **Clay loam** överallt och justerat läckage för öppen mark och uppmätta värden (röda staplar) i de av Stigfjordens delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axlarna har olika skalor. De simulerade nettokonzentrationerna visas i Figur 6.



Figur 21. **Kväve**. Simulerad **bruttokonzentration** (grön linje) med **PLC5-jordarterna** (Loam på Orust och Clay loam i delavrinningsområde 21 på Tjörn) och uppmätta värden (röda staplar) i de av Stigfjordens delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axlarna har olika skalor. De simulerade nettokonzentrationerna visas i Figur 7.



Figur 22. **Kväve**. Simulerad **bruttokonzentration** (grön linje) med **Clay loam** överallt och uppmätta värden (röda staplar) i de av Stigfjords delavrinningsområden som har mätningar (Tabell 18). Observera att y-axlarna har olika skalor. De simulerade nettokonzentrationerna visas i Figur 8.

Bilaga E: Delavrinningsområdet kring Lalleröd

Indatafilerna till FyrisNP har förberetts för att kunna lägga in framtida vattenkemimätningar från Lallerödsområdet vid Kvarnehagen (delavrinningsområde 4). Innan detta görs behöver dock vattendelaren i detta område kontrolleras. De yttre avrinningsområdesgränserna är tagna från SVAR2010 som är framtaget med 50 m-grid. När 2 m-grid används uppstår en vattendelare strax nordost om Brattebräcka. Här går dock ett grävt dike tvärs denna vattendelare som leder från mossen och söderut. Från samma mosse går också ett dike österut. Denna bifurkation behöver utredas närmare. Vattnet som går söderut från mossen, till den lilla sjön "Vasseröd vatten" har sitt utlopp i Lyresund som ligger utanför den delen av Stigfjorden som FyrisNP satts upp för. Med 50 m-grid går dock en vattendelare mellan Vasseröd vatten och Lyresund så att även Vasseröd vatten ingår i avrinningsområdet som rinner mot Kalvöfjorden. I den aktuella modelltillämpningen har denna vattendelare använts. Om modellen i framtiden ska kalibreras mot mätningar i Kvarnehagen är det viktigt att fastställa hur stort avrinningsområdet egentligen är och om det finns en bifurkation som måste hanteras.

Om projekt Hav möter Land

Klimat, vatten, samhällsplanering tillsammans

Hav möter Land samlar 26 organisationer i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak.



Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser.

Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap.

I projektet arbetar kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter tillsammans. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

Hjälp gärna till på www.havmoterland.se.



Partners

Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Østfold fylkeskommune

Artdatabanken

Aust-Agder fylkeskommune

Buskerud fylkeskommune

Falkenbergs kommun

Fylkesmannen i Aust-Agder

Fylkesmannen i Buskerud

Fylkesmannen i Telemark

Fylkesmannen i Vestfold

Fylkesmannen i Østfold

Göteborgs universitet

Havs- och vattenmyndigheten

Kungsbacka kommun

Larvik kommune

Lysekils kommun

Länsstyrelsen i Hallands län

Nøtterøy kommune

Orust kommun och projekt 8 fjordar

Region Halland

SMHI

Sotenäs kommun

Telemark fylkeskommune

Vestfold fylkeskommune

Västra Götalandsregionen

Århus Universitet

Jordartsinformation nödvändigt för modellering av kväve och fosfor – Exempel med FyrisNP-modellen i Stigfjordens och Kungsbackafjordens avrinningsområden

Källfördelningsmodellen FyrisNP har satts upp för Stigfjorden och samt de två åarna Hovmanneån och Torpaån som mynnar i Kungsbackafjorden. Nationellt tillgängliga data har kompletterats med lokal information om bland annat vattenkemi i mindre vattendrag och inventeringar av enskilda avlopp. Effekten av olika åtgärdsscenarier har beräknats. Målgruppen har varit personal från de berörda kommunerna och länsstyrelserna.

Resultaten visar att kompletterande information om åkermarkens jordart behövs för att förbättra modelleringsresultatet framöver.



Hav möter Land

Projekt Hav möter Land samlar 26 kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak. Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser. Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

www.havmoterland.se



Hav møter Land



EUROPEISKA UNIONEN
Europeiska regionala
utvecklingsfonden



Interreg IVA
ÖRESUND – KATTEGAT – SKAGERRAK