

Dikesfilter och dikesdammar

Lägesrapport

Reviderad april 2011

Sam Ekstrand

Tony Persson

Rune Bergström

2010-04-08

Arkivnummer: U3089-B



Box 21060, SE-100 31 Stockholm
Valhallavägen 81, Stockholm
Tel: +46 (0)8 598 563 00
Fax: +46(0)8 598 563 90

www.ivl.se

Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44, Göteborg
Tel: +46 (0)31 725 62 00
Fax: + 46 (0)31 725 62 90

Innehållsförteckning

1	Introduktion	2
2	Målsättning	3
3	Tidigare forskning	3
3.1	Fosfortransport.....	3
3.2	Åtgärdseffekter	4
3.3	Effekter på biota vid höga pH-värden.....	7
4	Metodik och genomförande	9
4.1	Angreppssätt	9
4.2	Filtermaterial	13
4.3	Installationer.....	15
5	Resultat.....	22
5.1	pH nedströms filterbrunnarna	34
5.2	Reduktion i dammarna	35
5.3	Kostnadseffektivitet.....	36
6	Slutsatser	40
7	Referenslista	41

1 Introduktion

Trots att jordbruket i Sverige generellt minskat gödselgivorna, infört skyddszoner längs många vattendrag, bidragit till att våtmarker kunnat installeras på en del ställen, främst i Skåne, och ökat vallodlingen när stöd för detta erhållits från Landsbygdsprogrammet, är läckaget av fosfor och kväve från åkermark fortsatt ett stort problem. Det finns ett antal intressanta brukningsåtgärder på åkerfält som reducerar läckaget ytterligare, men de ger med undantag för åtgärder som minskar fosforläckage genom yterosion resultat främst på lång sikt, och med otillräcklig reduktion. Åtgärder som ger en omedelbar effekt är framförallt de som förläggs i diken eller vattendragen nedströms åkermarken. Skyddszoner har en god effekt och har installerats på många håll i Sverige med hjälp av stöd från Jordbruksverket. Kostnadseffektiviteten varierar dock avsevärt. Konstruerade våtmarker har byggts i framförallt södra Sverige, men ofta med biologisk mångfald som motivation vilket gjort att de i många fall inte är optimalt placerade för att reducera växtnäringsläckage.

Dikesdammar och dikesfilter har inte tidigare utvärderats för vatten från jordbruksmark. De studier av sorbentmaterial för reduktion av åkermarksvatten som har publicerats i internationella vetenskapliga tidskrifter är mycket få. Med de studier som tidigare bedrivits vid KTH där sorbenter testats för reduktion av fosfor i avloppsvatten, och IVLs pågående studierna av dikesbaserade sorbentfilter, har Sverige placerat sig i frontlinjen inom detta område. Studier av fosfor- och kvävereduktion i konstruerade eller restaurerade våtmarker finns i betydligt större omfattning, men dessa resultat kan inte tillämpas för att skatta reningseffekten för dikesdammar eftersom de senare förutom att fastlägga fosfor med sedimentering, dessutom förhindrar erosion på dikessidorna.

Föreliggande projekt syftar till att klarlägga reduktionspotentialen och kostnadseffektiviteten för dikesdammar och dikesfilter för några av de vanligaste svenska åkermarkstyperna. De typer av material som varit mest lovande i tidigare laboratorieförsök utvärderas. Projektet är uppdelat i två faser, varav den första fasen avser ett års mätning och utvärdering av fyra filtermaterial på tre lokaler av olika karaktär. Ursprungligen var fyra lokaler planerade, men installationskostnaderna har varit högre än beräknat och därför begränsas studien till tre lokaler. Å andra sidan förlängs mätningarna till att omfatta 1,5 år för två av lokalerna. Fas 1 avslutas i maj 2011. Fas 2 avser fortsatta analyser av de mest lovande materialen, men med fokus på utvärdering och demonstration i Polen och Baltikum.

Mätningarna startades upp för drygt ett år sedan då den första pilotanläggningen stod klar, Lagga utanför Uppsala. Här sammanställs nu det första årets mätningar i syfte att ge en heltäckande bild av filtrens funktion och reningskapacitet under det första året. Under oktober och november 2010 har närmare femhundra vattenprover lämnats in för analys med avseende på totalfosfor och fosfatfosfor, utöver de ca 100 prover som tidigare analyserats. Resultaten av dessa provanalyser utvärderas nedan.

2 Målsättning

Målsättning Fas 1:

- Att dra slutsatser om vilka sorbentmaterial som fungerar bäst för fosforreduktion under några vanliga mark- och gödslingsförhållanden, hur vattengenomströmningen ska regleras och hur stor fastläggningspotentialen i dammdelen är.
- Att klarlägga den storskaliga tillämpbarheten i de övriga Östersjöländerna, framförallt Polen och Ryssland, och den sammantagna möjliga effekten på utsläppen av fosfor till Östersjön.
- Att utreda avsättningsmöjligheterna för filtermaterialet efter användning i kassetterna, och nödvändigheten av eventuell efterbehandling (t.ex. pulvrisering).
- Att inleda spridning av kunskap om resultat och tillämpningsmöjligheter i Östersjöländerna, genom seminarier för intressenter och myndigheter.

I denna rapport behandlas främst punkt 1 ovan. Tillämpbarheten i de övriga Östersjöländerna och den sammantagna effekten för Östersjön, liksom studier av möjligheten till spridning av använt filtermaterial på åkrarna studeras vidare under vintern och våren 2011.

3 Tidigare forskning

3.1 Fosfortransport

I många jordbruksdominerade avrinningsområden sker huvuddelen av fosforläckaget under några få tillfällen med intensiv nederbörd (Pionke et al., 1997) eller vid snösmältningstillfällen. Ytavrinningsförluster kan ske både i form av löst och partikulärt eller kolloidalt bundet fosfor. Makroporflöden i strukturerade lerjordar, eller lätta sandjordar med låg sorptionskapacitet för fosfor, kan också leda till ökat fosforläckage (Djodjic och Bergström, 2005a, Petersen et al., 1997). Löst och reaktivt fosfor antas dominera makroporförluster (Djodjic och Bergström, 2005b), men kvantifieringsstudier som ger en mer detaljerad bild saknas. Klart är att den omfattande täckdikningen av svensk åkermark gör att så fort vattnet nått täckdikessystemet så rinner det direkt ut i öppna diken eller vattendrag. Det gör att retentionsmöjligheterna nedanför rotzonen drastiskt har minskats sedan täckdikningen i landet tog fart för 150 år sedan. Den snabbare avrinningen av överskottsvatten och löst fosfor däri kan enligt Hoffmann (1999) motverkas av att grödan tar upp mer växtnäring. Det är dock sannolikt att om grödan tar upp mer näring så höjer lantbrukaren också gödselgivan. Det är dessutom osannolikt att grödan tar upp så mycket mer fosfor att det motsvarar den snabba uttransporten genom täckdikessystemet vid höga flöden.

Transportmekanismerna genom jorden verkar vara viktigare än mängden fosfor i det övre jordskiktet (Djodjic et al. 2004). Effekten av fosfor i recipienten beror på om det är reaktivt eller ej. Lösta reaktiva former, främst oorganiska ortofosfater, utnyttjas lättare av alger (Braskerud et al., 2005). Också partikulärt fosfor kan vara tillgängligt för alger. För tillflödena till Mälaren fann Persson (2001) att i genomsnitt 45% av partikulärt fosfor var tillgängligt för alger. Djodjic et al. (2004) fann att löst reaktivt fosfor stod för den övervägande delen av totalfosfor (60-80%) från ett urval av jordar på de svenska observationsytorna (lera och lerig mo och mjäla), medan Persson för Mälaraåarna fann att partikulärt fosfor stod för 64% av

totalfosfor, 23% var löst icke reaktivt, och 13% löst och reaktivt. Fraktionsfördelningen påverkas förutom av jordtyp och lutning också av gödslets karaktär, bruksmetoder och dränering. Reduktion av både partikulärt och löst fosfor är nödvändig, men prioriteten bör ligga på löst fosfor (huvudsakligen fosfat) eftersom den delen är direkt biotillgänglig. I sötvatten återfinns ett flertal fosforformer med olika biotillgänglighet (Lijklema, 1994; Ahlgren, 2006). Organiskt bunden fosfor och fosfor bunden till järn är ofta tillgängligt för primärproduktion på lång sikt efter kemisk omvandling i vatten eller sediment, medan en betydelsefull andel ofta är bunden till kalcium eller aluminium och i regel förblir otillgänglig och fastläggs i bottensediment i sjöar eller i havet (Boström et al., 1982; Reitzel et al., 2005).

3.2 Åtgärdseffekter

Åtgärder för att minska fosforbelastningen från olika källor är olika effektiva beroende på vilka fosforformer som påverkas. Att minska bidrag av biotillgängliga fosfater torde vara mest effektivt för att minska övergödningens problem. Sammansättningen av fosforformer är olika beroende på om läckaget domineras av stallgödsel, mineralgödsel eller partikelbunden fosfor i mark. Likaså har sannolikt partikel- och markstruktur i jorden stor betydelse för fosfors förekomstformer.

Utöver fosfat finns alltså en mängd olika organiska och inorganiska fosforformer med olika tillgänglighet. Merparten av dessa former förekommer i partikelform och återfinns i sediment och i sedimenterande material. Huvuddelen av den organiskt bundna fosfor i akvatiska system mineraliserar i allmänhet i vattenpelaren eller i sedimenten och blir därmed biotillgänglig på sikt, medan fosfor bunden till kalcium och aluminium i allmänhet är inert och fastläggs i sediment. Fosfor bundet till järnoxider har en speciell roll eftersom dess öde delvis bestäms av syreförhållanden i sedimenten – i övergödda sjöar med syrgasbrist tenderar den järnbundna fosfor att frigöras och därmed ytterligare bidra till övergödningen.

Få studier har levererat vetenskapligt baserat resultat om effekterna av ändrade bruksmetoder på fosforläckaget. Stålnacke et al. (2003) visade hur överraskande liten effekten av drastiskt reducerad användning av handelsgödsel och antal djurenheter var i Lettland under en tioårsperiod 1987-1998. Orsaken antogs vara fortsatt läckage från stora växtnäringsspooler i marken. Löfgren et al. (1999) presenterade liknande resultat för baltiska, tjeckiska och polska floder, men enbart för kväve. För fosfor var situationen mer komplex, med en klar reduktion i fosfortransport vid vissa mätstationer, möjligen beroende både på minskad användning av handelsgödsel och på ökad areal av träda och bete.

Ett välkänt problem är distribueringen av stallgödsel, som ibland utförs på en alltför liten area så att ett fosforöverskott uppstår. De bruksåtgärder som är aktuella har diskuterats ingående av Bergström et al. (2007). Några relevanta åtgärder som har en lovande men i Norden odokumenterad potential är nedbrukning av gödseln vid spridning (Djordjic et al., 2002), analys av näringsinnehållet i stallgödsel eftersom sammansättningen varierar, och ökning av kväveinnehållet för att på så sätt kunna minska givan så att fosforöverskott undviks. Tillsatser i stallgödsel för att minska fosfors löslighet rekommenderas av amerikanska forskare. Svenska forskare förespråkar ofta ändrad foderstat för att minska fosforinnehållet men samtidigt öka djurens fosforupptag (Bergström et al. 2007).

Åtgärder som syftar till att minska de fosforförluster som sker genom ytavrinning inkluderar bearbetning vinkelrätt mot lutningen, reducerad jordbearbetning vilket förekommer allmänt på en del håll även om effekten inte uppmätts, samt lämnande av skörderester på markytan vilket haft en dokumenterat hög effekt (Lemunyon, 2006). Den sistnämnda åtgärden kan

dock också fungera som fosforkälla när resterna fryses sönder. Vårbearbetning är normalt bättre än höstbearbetning för att reducera fosforförluster (Bergström et al., 2007).

Skyddszoner har tidigare befunnits vara effektiva (t.ex. Dillaha, 1988, Abu-Zreig et al., 2003), men senare forskning har visat att effektiviteten beror på hur vattnet passerar skyddszonen. Hoffmann et al. (2009, Uusi-Kämpä 2005) pekar på att vid ytvattenflöde reducerades TP (totalfosfor) med 50-90% främst genom sedimentation av partikulärt fosfor, medan löst fosfor ibland istället frigjordes i buffertzonen. Även studier där vattnet transporterades via dräneringsrör som slutade i skyddszonen visade på en blandad bild, med retention av totalfosfor i vissa fall medan avgång av löst fosfor i andra fall gav ökande halter även för totalfosfor, (Hoffmann et al., 2009). Buffertzoner kan vara effektiva i vissa fall, men alltså inte i andra. Ett antal faktorer kopplade främst till sorptionspotential i jorden och den lokala hydrologin styr avskiljningsförmågan och borde i högre utsträckning än idag analyseras innan skyddszoner anläggs.

Makroporflöden kan reduceras genom djup plöjning, men detta kan också orsaka ökad ytavrinning. Lantbrukaren bör veta på vilka fält ytavrinning förekommer, och använda andra redskap där. Reglerbar dränering har rapporterats minska fosforläckaget i viss utsträckning på plan mark (Wesström, 2002).

Åtgärder i vattendraget har en direkt, mätbar effekt. Retentionen i våtmarker och dammar är avsevärt högre för fosfor än för kväve. För kväve har den uppskattats till 2-10% i våtmarker (Jansson et al., 1994). Sex konstruerade våtmarker och dammar i södra Sverige reducerade totalfosfor med 10-31%, (Tonderski, 2005, Ståhl-Delbanco och Persson, 2005). Braskerud et al. (2005) fann att 17 våtmarker i Skandinavien, Schweiz och Illinois hade retentionsvärden i intervallet 1-88% beroende bland annat på storlek i förhållande till tillrinningsområde. Ett rekommenderat minimum för uppehållstiden i dammar är från 2 dygn (Tonderski et al., 2002) till 3-5 dygn (Leonardsson, 1994), men dessa rekommendationer är framtagna efter studier som fokuserade på kväve. Braskerud et al., (2005) konkluderade att våtmarker är bäst lämpade i avrinningsområden där partikulärt fosfor dominerar.

I detta sammanhang framstår potentialen hos dikesdammar och dikesfilter som mycket intressant. Laubel et al. (2000) visade att sedimentvolymen transporterad till bäckar till 90% berodde på bankerosion i diken, och endast till 10% från erosion av ytavrinning på fälten. Dikesdammar kan förhindra sådan erosion, och bör dessutom kunna ge en retention genom sedimentering på ca 10-30% om uppehållstiden är tillräcklig. Om filterbrunnar strax nedströms dikesdammen dessutom avlägsnar en betydande del av den lösta fosfor, finns möjligheten att till stor del lösa fosforproblemet. Samtidigt är förhållandena för rening av fosfor i åkermarksvatten mycket svårare än vid rening av enskilda avlopp, vilket är den tillämpning som sorbentmaterialen hittills har utvärderats. Koncentrationerna i åkermarksvatten är mycket lägre, och vattnet kommer oregelbundet och tidvis i mycket stora mängder varefter diket kan stå torrt i månader.

Tidigare studier har visat att filter med olika kalkbaserade material har mycket god avskiljningsförmåga för fosfor från enskilda avlopp (Poll, 2005, Renman, 2008, Stark, 2004). De material som varit mest lovande är granulat som Filtra P®, Polonite®, Filtralite P och Hyttsand (det senare en biprodukt från ståltillverkning). Dessa filtermaterial har inte utvärderats för åkervatten med ett undantag; ett filter med Lecakulor (Filtralite P) hade i ett norskt pilotförsök en reningsgrad på 57% för fosfatfosfor i åkervatten (Hauge, 2008). Detta försök byggde på ett upplägg där vattnet fångades upp i dammar och leddes genom en stor, nedgrävd barriär innehållande Filtralite P. Det finns också pågående försök i Finland, med Filtra-P, som vad vi vet ännu inte avrapporterats. Nyligen har också Århus Universitet startat upp studier av filter i diken i syfte att minska fosfortransporten från åkermark.

Kvarnström et al. (2004) och Cucarella Cabanas (2009) visade att fosfor bunden i kalkbaserade filter blir tillgängligt för växterna när materialet sprids på marken och vatten tillförs med nederbörd. Då sjunker pH och bindningen till kalcium försvagas.

Inblandning av reaktivt filtermaterial av typ kalkbaserade filter i sandbäddar eller infiltrationsanläggningar för att förbättra fosforavskiljningen har utvärderats, men med det tillvägagångssättet blir bytet av förbrukat filtermaterial komplicerat och återanvändning på t.ex. jordbruksmark försvåras (Hedström, 2006). I sin review-artikel listar Hedström (2006) de sorbentmaterial som då hade studerats för fosforavskiljning, uppdelade i tre grupper:

Naturliga material

- Kalksten,
- Wollastonit
- Opoka
- Snäckskal och snäckskalssand

Industriella biprodukter:

- Slagg från stålframställning, innehåller kalk
- Flygaska

Industriellt framställda:

- Lerkulor (LECA)
- Filtralite P (LECA-kulor, lera och kalk)
- Polonite (framställt från Opoka. Kalk och kisel är huvudbeståndsdelar)
- Filtra P (kulor framställda av kalk, järnkomponenter och gips)

Hedström (2006) konstaterade att de flesta materialen endast hade studerats i laboratorieexperiment. De få som då hade studerats i fullskala (t.ex. Filtralite, Filtra P och några slaggmaterial), och de som senare tillkommit i sådana studier, t.ex. Polonite, har studerats i testupplägg som framförallt varit inriktade på rening av fosfor i avloppsvatten från hushåll. Vid tiden för Hedströms studie hade Filtralite P använts i ca 200 fullskaleanläggningar för enskilda avlopp i Norge, och Filtra P för ca 80 enskilda avlopp i Finland. Som nämnts hade ett av materialen Filtralite P testats för åkermarksvatten.

Viloperioder då materialet dränerades på vatten har visat sig kunna regenerera sorptionskapaciteten för slaggmaterial (Drizo et al., 2002, Drizo et al., 2008) och Filtralite P (Adam et al., 2005) i laboratorietester. Samma förmåga observerades för olika jordar efter cykler av torka och väta redan 1975 (Sawhney och Hill, 1975). Hedström (2006) konstaterade att små, kompakta system bör utvecklas för att minska installationskostnaderna och den area som behövs, och underlätta byte av förbrukat filtermaterial. Slutsatsen rörde enskilda avlopp, men torde vara giltig även för filter avsedda för åkermarksvatten.

Cucarella och Renman (2009) fann att kornstorlek hos filtermaterialet har betydelse för dess sorptionskapacitet baserat på statistik rörande kornstorlek hos ett stort antal material och deras sorptionskapacitet.

Ett något udda ämne som testats operativt för åkermarksvatten är en form av ockra (järnoxidhydrat) som ackumuleras i många reningsanläggningar vid gruvor där pyrit oxideras. Materialet reducerade fosfor med 67% under en månads test i en liten skotsk bäck (Bush, 2001). Ockra av denna typ produceras dock troligen inte i sådana mängder att det kan användas i stor skala.

Skiffermaterial har utvärderats i flera studier, bland annat som fosforsorbent i konstruerade våtmarker med horisontellt markflöde (t. ex. Drizo et al. 1999, Forbes et al. 2004), och befunnits ha god fosforbindande kapacitet. Den senare studien utvärderade ”light-weight

expanded shale”, alltså skifferbaserade LECA-kulor. Cyrus och Reddy (2010) testade skiffermaterial som filterbädd innan avloppsvatten leddes till en våtmark med god avskiljningsförmåga för löst fosfor. Material med <2 mm. partikelstorlek fungerade bättre än material med 2-4,7 mm partikelstorlek.

Penn och Bryant (2006) tillsatte sorbentmaterialen aluminium, residualer från dricksvattenrening, flygaska och gips till ytskiktet i jord längs stråk nära vattendrag där boskap frekvent rörde sig, på gårdar i Pennsylvania. Åtgärden gav en tillfällig reningseffekt men författarnas slutsats var att addering av P-sorberande material på detta sätt inte resulterade i långvarig reduktion av P löst i markvatten och att metoden inte utgör en långsiktig lösning för fosforproblemet vid djurgårdar. Dessutom skadade aluminiumtillsatsen vegetationen på en lokal. Vidare drogs slutsatsen att P-sorberande material troligen är mer effektiva för reduktion av avrinnande löst fosfor om det appliceras för att avskilja P direkt i det avrinnande vattnet istället för i marken. McDowell et al. (2005) kunde avskilja löst fosfor från avrinnande vatten genom att placera slaggmaterial från stålverk i mynningen av täckdikesrör från jordbruksmark med gott resultat. Dayton och Basta (2005) genomförde försök med residualmaterial från dricksvattenrening rikt på järn- och aluminiumoxider med hög P-sorptionskapacitet. Residualerna tillfördes en 1) skyddszon, 2) jord på åkermark, och 3) stallgödsel. Avskiljningskapaciteten i form av avrinnande P i det första fallet och extraherbart P i de två senare fallen var hög, från 67 till 96%. Residualerna tillfördes dock i stora mängder, från 25 g till 250 g/kg mottagarmaterial, vilket talar emot storskalig användning.

Leader et al. (2008) fann att kalcium- och järnbaserade residualer från dricksvattenrening liksom aluminium avskiljde fosfor, det krävdes dock 2-4 timmars uppehållstid för att nå 50% rening och 12 timmar för att nå 70-80% rening.

Renman och Renman (2010) fann att ca 8 kg Polonite krävdes för att rena 1 m³ avloppsvatten i ett fullskaleförsök, medan det i kolumnförsök med syntetiskt avloppsvatten krävdes bara 1-2 kg Polonite med 2-5 mm partikelstorlek för att rena 1 m³ vatten med 90% reduktion. Att mer material krävdes i fullskaleförsöket med 560 kg Polonite kan ha berott på flera anledningar; dels att materialet i fullskaleförsöket delvis hade större partikelstorlek, dels att belastningen med organiskt material var stor i försökets inledning på grund av otillräcklig förbehandling i sedimenteringstanken (Renman och Renman, 2010). Resultaten visar att det torde vara viktigt att försöka avskilja organiskt material även i filter placerade i diken, antingen genom en damminstallation eller genom ett fysiskt filter. Med den kapacitet som dokumenterades i studien kan det rent teoretiskt krävas mellan och 125 och 1000 kg polonite för att rena vatten från 1 hektar jordbruksmark (ca 2500 m³ vatten), beaktande att medelkoncentrationen i snitt är ca 20 ggr lägre i åkermarksvatten än i enskilt avloppsvatten. Detta förutsätter dock att vattnet kommer i ett relativt jämnt flöde av lämplig storlek, vilket det inte gör i ett dike. Den verkliga mängd som krävs i ett dikesfilter gick alltså inte att beräkna i början av detta projekt, varken för Polonite eller för något av de andra materialen, utan en praktiskt och teoretiskt rimlig filterstorlek fick bestämmas, och testas.

3.3 Effekter på biota vid höga pH-värden

Ett vattendrags kemiska sammansättning påverkas när kalk tillsätts i större doser. Vattendragets egenskaper och artsammansättning är avgörande för vilka effekterna blir. I litteraturen beskrivs främst resultat från kalkning av försurade sjöar och vattendrag, där målet är att komma upp till ett pH-värde liknande det innan försurningen. Ett fåtal studier tar även upp effekter av överdosering av kalk där höga pH-värden kan uppstå i vattnet samt effekter på fisk av höga pH-värden. Vid sjö- och vattendragkalkning används en mängd olika kalkprodukter och det är effekten av dessa produkter som beskrivs i litteraturen. Bergström

(2008) gjorde en inventering av de medel som använts inom IKEU-programmets (Integrerad KalkningsEffektUppföljning) sjöar och vattendrag i Sverige och beskriver den kalk som vanligtvis används: ”med kalkningsmedel avses vanligen kalkprodukter som kalkstensmjöl (CaCO_3), dolomitmjöl ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), krossad kalksten (CaCO_3), granuler av kalkstensmjöl (CaCO_3), bränd (osläckt) kalk (CaO) och släckt kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)”.

Påverkan på vattenkemi

En kalktillsats påverkar mängden väte- och kalciumjoner i vattnet så att vattnets hårdhet, salthalt och pH ökar. Ofta används begreppet alkalinitet istället för pH, där alkaliniteten (buffertförmågan) är ett mått på vattnets förmåga att motstå förändringar i pH-värdet, ett högt alkalinitetsvärde motsvarar ett högt pH-värde. En höjning av vattnets pH-värde påverkar många pH-styrda jämvikter, t.ex. jämvikterna för ett flertal metaller och därmed metallernas toxicitet för växter och djur. En studie av sambandet mellan pH och aluminiums toxicitet för hämning av tillväxten hos två fytoplanktonarter i sjövatten visade för den ena arten (*Monoraphidium griffithii*) på ett minimum av toxicitet vid pH 7,5 och en ökning av toxiciteten vid pH 8,5 (Hörnström *et al.*, 1995). För den andra arten (*Monoraphidium dybowskii*) inträffade toxicitetsmaxima vid pH 7 med sjunkande toxicitet vid högre pH. Modellresultat med den förenklade kemiska jämviktsmodellen MEDUSA har visat att vid pH-värden > 8-9 föreligger en stor del av aluminium som aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$) och att fraktionen av denna aluminiumform sedan stiger snabbt med ökande pH (Persson *et al.*, 2007; Sjöstedt och Wällstedt, 2008). Andra metaller såsom arsenik (As) och krom (Cr) förekommer i liknande modellsimuleringar också som joner som kan ha negativ påverkan på biota, dessa två joner binder dock starkt till komplex av magnesium (Mn), aluminium (Al) och järn (Fe). De modellerade effekterna på jämvikterna uppträder runt pH 7,5–8 och speciellt vid pH större än 8. I den ovan nämnda modellen görs det dock ett antal förenklade antaganden, t.ex. tas inte hänsyn till organiskt material och en vattentemperatur på 25° förutsätts. Komplexbindning till organiskt material samt adsorption till partiklar (som ökar med ökande pH) bidrar till att minska biotillgängligheten av de toxiska metallerna, detta gäller dock inte för sedimentlevande organismer såsom mollusker och bentiska crustaceer. Kunskapen om dessa metallers förekomstformer och toxicitet är bristfällig men studien visar att möjligheten finns att giftiga metallkomplex uppträder vid höga pH-värden. Totalkoncentrationerna av As och Cr är ofta låga i svenska vatten vilket medför att risken för att uppnå toxiska nivåer är små (Sjöstedt och Wällstedt, 2008). Däremot är aluminium troligtvis det största problemet vid kalkning till höga pH-värden eftersom höga totalkoncentrationer av aluminium är förhållandevis vanligt.

Påverkan på växter

Förändringar i artsammansättningen hos växter och alger, där vissa arter tillkommer och andra försvinner, kan förväntas vid förändrade pH- och alkalinitetsvärden eftersom olika arter har olika preferensområden för dessa variabler. Ett ökat pH-värde medför att vätekarbonat- och karbonathalterna ökar relativt koldioxidhalten, vilket missgynnar ett flertal mossor men gynnar många kärlväxter (Persson *et al.*, 2007). Förändringar i vegetationen för både makrofyter (större vattenväxter) och alger kan förväntas; förändringar i makrofytfloran kräver sannolikt en långvarig överdosering medan förändringar i algfloran sker snabbt. Planktonalgers känslighet för pH-höjningar varierar stort mellan olika grupper och arter, generellt stiger antalet förekommande alggrupper med stigande alkalinitet. Effekterna av kalkningen på artsammansättningen blir alltså störst ifall pH-värdet innan kalkningen är lågt och det främst är surhetstålga arter som förekommer i vattnet. Algerna påverkas även av kalciumtillgången, många alger som vanligen förekommer i övergödda vatten är också anpassade till hårda vatten, t.ex. cyanobakterier, kiselalger och vissa typer av grönalger (Moss, 1972; Persson *et al.*, 2007). Mindre effekter på artsammansättningen av alger skulle alltså kunna förväntas av kalktillsatser i näringsrika vatten, som mindre vattendrag i jordbruksmark, eftersom de alger som finns där vanligen också är anpassade till hårda vatten.

Påverkan på strand-, botten- och vattendragsfauna

Enligt en litteraturstudie av Persson *et al.*, (2007) har inga direkta skadeverkningar av höga kalkhalter rapporterats för djurplankton samt hård- och mjukbottenfauna. Däremot påverkas livsmiljön för dessa djur så att de arter som trivs vid hög kalktillgång och pH gynnas, vilket leder till att organismsamhällets artsammansättning förändras. Regionala undersökningar av strand- och vattendragsfauna har gjorts vid ett stort antal lokaler i Sverige och olika organismgrupper klassades efter deras känslighet för bland annat Ca^{2+} -halter, alkalinitet och pH (Lindell och Engblom, 2002). Data för surhetskänsliga arter från dessa undersökningar presenteras i Persson *et al.*, 2007 och visar att de flesta grupper har sitt optimum under pH 7.0 och att de flesta arter har försvunnit över pH 8.0, det finns dock sannolikt många mindre surhetskänsliga arter med höga optimum som kan invandra efter en pH-höjning.

En studie av Engblom och Lingdell (1985) av bottenfauna nedströms en kalkdoserare visar att i och på kalkbankar fanns det färre arter samt färre individer per art jämfört med områden där det inte var kalk. De fann även känsliga arter på själva kalkbankarna och konkluderade därför att kalken i sig troligen inte var farlig för bottenfaunan. Kalkberoende djur som snäckor, musslor och kräftdjur gynnas av höga kalkhalter och flera nya arter av snäckor kan troligen invandra vid Ca^{2+} -halter på 0,25–0,30 mekv/l (Persson *et al.*, 2007). Sedimentation och grumling vid kalkdoserare kan dock missgynna nätbyggande nattsländelarver och förstöra lekbottnar (Naturvårdsverket, 2002).

Påverkan på fisk

Höga pH-värden kan påverka fisk negativt genom att flera aspekter av gälarnas funktion påverkas, t.ex. utsöndringen av kväverestprodukter och regleringen av jonbalansen (Scott och Wilson, 2007). Ett flertal olika sötvattensfiskar från både övergödda och icke-övergödda vatten, inkluderande abborre (*Perca fluviatilis*) mört (*Rutilus rutilus*) och sarv (*Scardinius erythrophthalmus*), utsattes för akut (1 timme) förhöjda pH-värden på 9,5 i en engelsk studie (Scott och Wilson, 2007). Resultaten visar att alla fiskar oberoende av vilken typ av sjö de kom ifrån och vilken art de tillhörde påverkades negativt av de förhöjda pH-värdena. I en studie av Murray och Ziebell (1984) utsattes regnbåge (*Salmo gairdneri*) för gradvisa och snabba ökning i pH. Fiskarna anpassade sig till ett pH på 9.8 när de utsattes för en gradvis ökning över en period av 5 dagar. När de utsattes för en ökning till pH 9.5 på 6 timmar dog 50 % av fisken och stressymptom inträffade, vid en ökning till pH 9.3 på 6 timmar inträffade dock bara en kortare aptitförlust. Tidigare studier refererade av Wilkie *et al.* (1984) visar på att substantiell dödlighet bland regnbåge kan inträffa efter en akut ökning av pH, men den kroniska (28 dagar långa) pH-ökning till pH = 9,5 som genomfördes i av Wilkie *et al.* visade på minimal dödlighet.

4 Metodik och genomförande

4.1 Angreppssätt

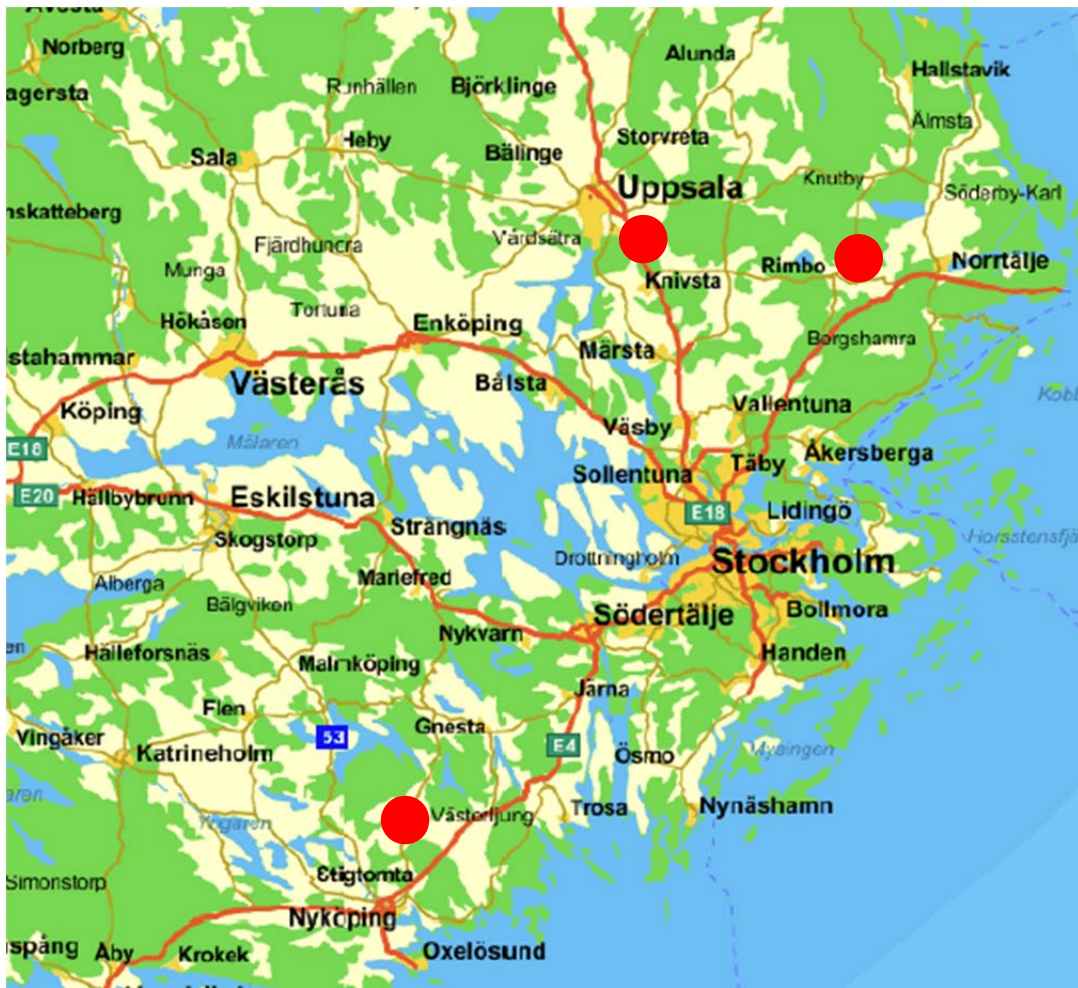
I syfte att ta fram kunskap om hur mycket och till vilken kostnad dikesdammar och dikesfilter kan reducera fosforläckage från åkermark har fullskaliga fältförsök utförts. Laborieförsök kan inte återskapa de förhållanden som råder i fält, eftersom de till dels är okända t.ex. med avseende på skiftningar i andelen fosfat av totalfosfor, och med avseende på den påverkan som sediment och organiskt material har på filtren. Flödesvariationerna är dessutom svåra att efterlikna i laboriestudier, liksom dynamiken i vattnets flöde genom en filterbrunn av operativ storlek. Initialt planerades studier på fyra lokaler i fas 1 och ytterligare fyra i fas två, men installationskostnaderna för den automatiserade

mätutrustningen har varit högre än beräknat, liksom för arbetet med att identifiera lämpliga lokaler. Därför har antalet lokaler i fas 1 begränsats till tre. Spannmål odlas på alla tre lokalerna, varav en på styv lera; Lagga utanför Uppsala, en på styv lera med visst siltinslag; Rimbo, och en lera med betydande siltinslag och lutande terräng; Väringe i Sörmland. Alla tre lokalerna gödslas med handelsgödsel. Sandjordar läcker mindre fosfor än lerjordar och förekommer dessutom mer sparsamt och därför inkluderades ingen sådan lokal i Fas 1.

Vid identifieringen av lämpliga lokaler för forskningsstationerna togs hänsyn till en mängd faktorer:

- Storlek på avrinningsområdet, ca 10-100 ha,
- Dikets karaktär, lagom stort.
- Andelen jordbruksmark i dikets närområde (~70 %).
- Jordarter (lera samt mo/mjåla).
- Avstånd till elektricitet (maximalt 200 m).
- Avstånd till bilväg (maximalt 100 m).
- Inga andra dominerande föroreningskällor (såsom större eller många enskilda avlopp).
- Lutning, två plana ytor och en med betydande lutning.
- Skydd från insyn på grund av risken för vandalisering och att mätningarna störs.
- Avstånd från Stockholm (< 10 mil).
- Tillstånd från markägare att anlägga försöksstation.

Många lokaler som initialt verkade lämpliga föll bort, ofta på grund av att avståndet till el var för stort eller att tillrinningsområdet visade sig vara för litet eller för stort, och därför drog identifieringen av lokaler ut på tiden, särskilt för den tredje anläggningen.

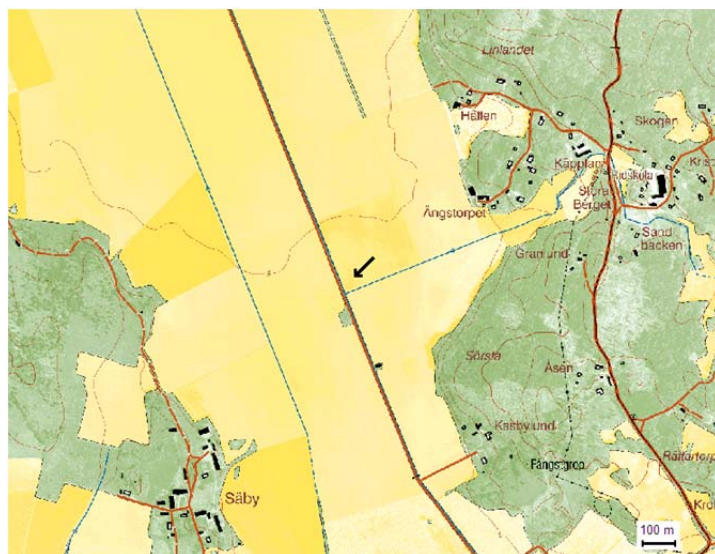


Figur 1: Lokaliseringen av de tre forskningsanläggningarna, var och en med fyra filterbrunnar och automatiserad provtagning. Lagga vid Uppsala, Rimbo samt Värninge utanför Nyköping.

På var och en av de tre lokalerna har fyra filterbrunnar installerats, för utvärdering av de fyra material som varit mest lovande i tidigare försök främst utförda med vatten från enskilda avlopp: Filtra-P, Filtralite-P, Polonite och hyttsand (Figur 2).

Uppsala

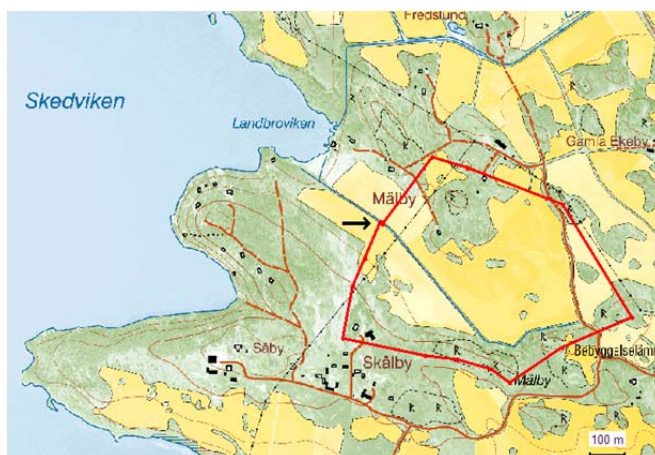
Jordbruksområdet där försöksstationen är belägen ligger i Lagga, ca 8 km ost-sydost om Uppsala, i den dalgång där den forntida vattenvägen Långhundraleden passerade. Huvuddikets avrinningsområde är ca 100 ha och avvattnas till ett större dikessystem som i sin tur dränerar till Sävjaån/Fyrisåns avrinningsområde. Området vid försöksstationen består uteslutande av åkermark och diket skär igenom jordbrukslandskapet på en sträcka av ca 800 m uppströms försöksstationen. Åkermarken består av styva lerjordar med ett tydligt utskiljbart skikt av matjord med ca 0,5 m mäktighet. Höstvetet odlas norr om huvuddiket och sådden skedde i början av september 2009. Raps växte sommaren 2009 på den södra sidan av diket. Gödselgivan är NPK 27-5 (N-P) 450 kg/ha (för höstvetet behövs 500 kg/ha). 1 kg Hydro NP Svavel 27-5 (27 % N och 5 % P). Detta blir 22,5 kg fosfor /ha.



Figur 2. Mätplatsen i Lagga, Uppsala. Anläggningens läge är markerat med en svart pil.

Rimbo

Avrinningsområdet i vilket försöksstationen är belägen ligger i Mälby, mellan sjöarna Skedviken och Syningen, ca 3 km nordväst om Rimbo i centrala Uppland. Området som avvattnas till huvuddiket är 30 ha stort och rinner västerut till Skedviken. Området närmast diket domineras av jordbruksmark på lerjord med inslag av silt, men på vattendelaren både i norr och söder finns inslag av morän som det växer dungar av blandskog på. Medellutningen i området är 3,4 % och på de högre belägna delarna av åkern är fosforklassningen 4 och på de lägre belägna delarna av åkern, i närheten av försöksstationen, så har marken fosforklassningen 2. På den sammanhängande åker som dränerar till diket odlades under våren 2009 havre och under tidigare år så har grödan varit höstvet. Handelsgödsel (NPK med kväve, fosfor och kalium) användes till hela området. Den senaste gödslingen utfördes de sista dagarna i april 2009 och givan var 18 kg fosfor/ha och för kväve var givan 81 kg/ha.

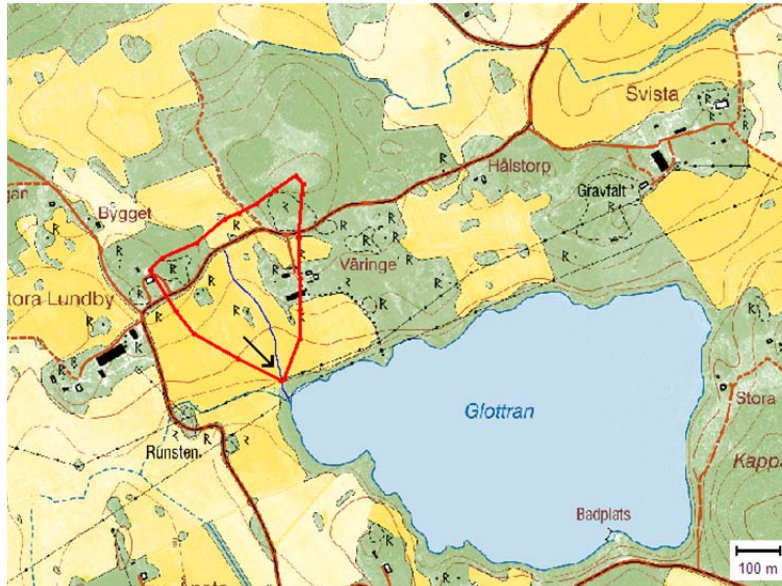


Figur 3 Mätplatsen i Mälby, Rimbo. Anläggningens läge är markerat med en svart pil.

Väringe, Svärtaån

Svärtaåns avrinningsområde är ett av de områden som läcker mest fosfor per ytenhet i Norra Östersjöns vattendistrikt. Delar av avrinningsområdet har också de högsta arealspecifika nettoförlusterna av fosfor från jordbruksmark (1,2 kg/ha). Dessutom är Svärtaån (tillsammans med Kilaån) det avrinningsområde som läcker mest kväve per ytenhet. På

grund av detta har området blivit högprioriterat för åtgärder syftande till att minska belastningen på havet. Kontakter med länsstyrelsen i Nyköping etablerades tidigt i projektet och beslutet togs att en försöksstation skall anläggas i området.



Figur 4 Mätplatsen i Väringe, Sörmland. Anläggningens läge är markerat med en svart pil.

Den lokal som efter omfattande rekognosceringar identifierades som lämpligast låg i Väringe, och där färdigställdes en forskningsstation under sommaren 2010. Jorden i Väringe består av lera med ett betydande siltinslag. Lantbrukaren odlar spannmål och tillför handelsgödsel i form av NPK 27-3-5 (27 % N och 3 % P i gödslet). Givan var enligt uppgift 80 kg/kväve per ha vilket medför att P-givan var 9 kg/ha. Detta är emellertid ovanligt lågt, möjligen kan markhalter vara höga på grund av tidigare överoptimering.

4.2 Filtermaterial

Filtra P består av kulor i storleken 4-8 mm med bränd kalk som dominerande beståndsdel. Filtralite-P består av LECA-kulor (Light Expanded Clay Aggregates) med additiv av främst kalcium. Kornstorleken är 0,5-4 mm. Polonite är en produkt av krossad, upphetta kalksten, med kornstorlek 2-5,6 mm. Hyttsand är ett slaggranulat från stålframställning, med kalcium som viktig beståndsdel. Kornstorlek 0-4 mm.



Figur 5: De olika testmaterialen, från vänster till höger: Hyttsand, Polonite, Filtralite-P, och Filtra-P.

Sedimentationsdammarnas utformning

Filterbrunnarna har byggts på lokaler där tillrinningsområdet domineras av åkermark som dräneras till det dike där anläggningen byggts. Tillrinningsområdena omfattar i den översta delen en mindre del skogsmark. Vi har valt områden där den delen är så liten som möjligt men det är svårt att helt undvika skogsmark eftersom vattendelaren nästan alltid går ett stycke upp i obrukad terräng.

Avrinning från jordbruksmark kan under högflödesperioder innehålla mycket jordpartiklar och då särskilt i samband med snösmältning eller kraftiga regn. När sådana högflödesperioder inträffar kan också andelen partikulärt bunden fosfor av den totala fosfortransporten öka. Med vattenmagasin i form av dammar kan det avrinnande vattnet lagras under en tid så att en del av jordpartiklarna hinner sedimentera och därmed fastlägga partikulärt bundet fosfor. Dammar kan antingen anläggas eller skapas genom uppdämning av diken. I projektets planeringskede vägdes dessa två alternativ mot varandra. Att rensa och dämna upp ett dike är betydligt enklare och billigare än att anlägga en damm. När det gäller att samla in så mycket data som möjligt för ett fältförsök så bör diket som avvattnar jordbruksmarken vara så stort som möjligt för att varaktigheten på vattenflödena skall bli så lång som möjligt. Nackdelen blir då att de uppehållstider man kan uppnå är begränsade vid riktigt höga flöden, vilket hämmar studierna av sedimentationsdammarnas förmåga för avskiljning av partikulärt fosfor då denna blir begränsad just för perioder då det avrinnande vattnet innehåller mycket jordpartiklar. En annan nackdel med att använda fördjupade diken som sedimentationsdammar i små avrinningsområden där inga tidigare mätningar utförts är att okunskapen om försöksområdet kan ge oönskade effekter. Det är mycket svårt att med noggrannhet bestämma avrinningsområdet för ett dike som avvattnar ett jordbruksområde då dessa ofta är flacka vilket gör att ytvattendelaren och grundvattendelaren inte nödvändigtvis sammanfaller. De topografidata som finns tillgängliga har oftast för dålig upplösning för att kunna användas till att ta ut vattendelare för små, flacka områden. Har en mätstation anlagts med fördjupade diken så är man fast i utformningen och att utföra ändringar, exempelvis ytterligare fördjupning av diket, skulle störa försöken. Vårt angreppssätt för att överbrygga dessa svårigheter är att använda ett större jordbruksdominerat område, än vad som filtermaterialmängden kan anses vara dimensionerat för, som avvattnas av ett stort dike (här definierat som att det avbördar vatten större delen av året) och att avleda vatten från detta till en anlagd sedimentationsdamm. Vinsten blir att

vattenflödena får längre varaktighet och att sedimentationsdammen kan regleras för justering av uppehållstiderna om så skulle krävas.

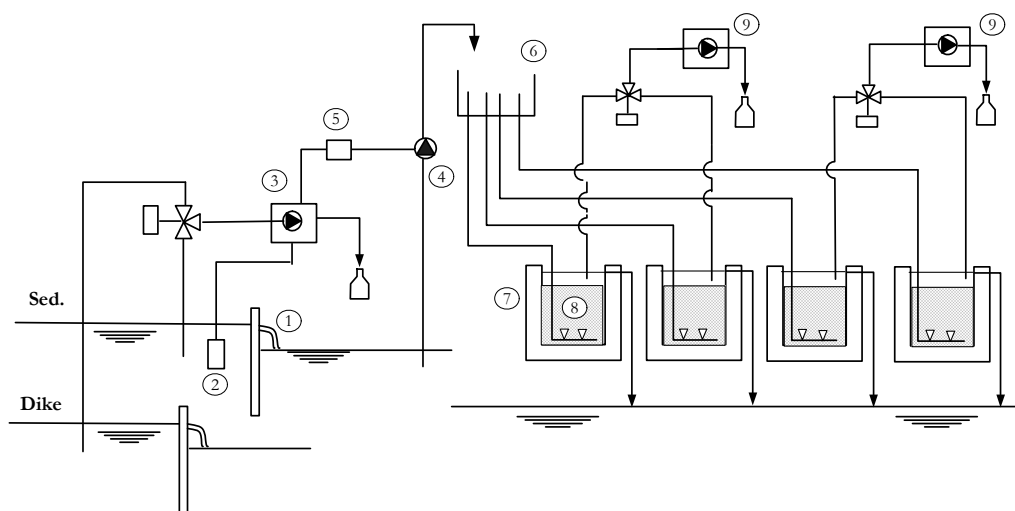
4.3 Installationer

De färdigbyggda anläggningarna i Uppsala och Rimbo är konstruerade på samma sätt och består i huvudsak av fyra delar:

- sedimentationsdamm med mätöverfall (i dammutlopp samt i dike)
- brunnar med filterkassetter
- distributionssystem för vatten
- utrustning för datainsamling

Anläggningen i Väringe är likartad men har ingen sedimentationsdamm, utan ett dämme i diket som dock bara ger en damm i diket längs ca 20 meter på grund av att lutningen är betydande i diket fallinje.

En försöksanläggning med fyra filterkassetter har totalt 6 provtagningspunkter. Beskrivningen av installationerna avser anläggningen i Lagga, Uppsala.



- | | |
|----------------------------|-------------------------------|
| 1. Mätöverfall | 6. Fördelningslåda |
| 2. Nivågivare | 7. Cementringar |
| 3. Provtagare/Flödesmätare | 8. Filtermaterial |
| 4. Tillflödespump | 9. Provtagare utgående vatten |
| 5. Styrenhet för pump | |

Figur 6. Principskiss för försöksanläggningen.

Inför anläggandet av sedimentationsdammen rensades diket på en sträcka av ca 300 m. Rensningen innebar att med en mindre grävmaskin gräva bort dikesvegetation (buskar, kaveldun, vass) med rötterna vilket innebar en fördjupning av diket med ca 30 cm. Detta var också nödvändigt för att få en fri vattenspegel för inmätning av dikeskanternas höjd över vattenytan och bottenlutning för beräkning av hur mycket dämning som var möjlig. Dikesrenset inklusive botten sediment transporterades med lastbil till en dumpningsplats då det inte var önskvärt att detta spreds ut på de närliggande åkrarna eftersom rensat kan betecknas som ogräs.

Sedimentationsdamm

Lösningen med en separat sedimentationsdamm innebär att dimensioneringen med avseende på uppehållstider blir enklare men att anläggandet blir tidskrävande då grävarbetet blir mer omfattande. Utöver detta så måste även två överfallsdämmen byggas istället för ett. Fördelen är att det finns utrymme för att vid behov styra uppehållstiden vilket är omöjligt med enbart ett uppdamt dike. Sedimentationsdammen anlades parallellt med diket och en ca 4 m bred jordvall skiljer dessa åt. Sedimentationsdammen har sluttande sidor med lutningen 45° och är ca 25 m lång från inlopp till utlopp. Bredden i markytan är ca 5 m och djupet vid nedre dämmningsgräns är ca 1,3 m. Volymen är beräknad till ca 85 m³ vid det vattenstånd som motsvarar årsmedelavrinningen från hela det ca 100 ha stora avrinningsområdet.



Figur 7 Mätstationen i Lagga, Uppsala. Sedimentationsdammen till vänster i bild.

Överfallsdämmen

Överfallsdämmen med v-formade mätöverfall konstruerades i diket och i nedströmsänden på sedimentationsdammen. Dämmena består av vertikala reglar av tryckimpregnerat virke som slagits ned i leran i strandlinjen. De vertikala reglarna har förbundits med horisontella stödreglar till en ram. Sedan har stödramen klätts med obehandlade spontade brädor som slagits ned tvärs över diket till ett djup av ca 50 cm under botten. När de obehandlade brädorna utsätts för väta sväller de något vilket ger en mycket tät damm. Det v-formade mätöverfallet består av en 2 mm tjock plåt av rostfritt stål som monteras i en utsågad öppning i spontdammen. Mätöverfallet skruvas på plats på uppströmssidan och tätning mellan sponten och plåten görs med vattenfast byggsilikon. Plåtens överkant är skarpkantad för ge en så ostörd vattenstråle som möjligt.

Mätöverfallet i diket har en öppningsvinkel på 120° och en höjd på 30 cm vilket ger en avbördningsförmåga på maximalt 121 l/s innan dammkroppen översvämmas. Mätöverfallet i utloppet av sedimentationsdammen har en öppningsvinkel på 30° vilket ger en maximal avbördningsförmåga på 18,7 l/s. Båda överfallsdämmena svämmar över vid riktigt höga flöden för att undvika att åkrarna uppströms inte ställs under vatten.

Flöden och uppehållstid - Uppsala

För dammars funktion för avskiljning partiklar så är tumregeln att de skall ha så stor volym som möjligt för att ge en lång uppehållstid så att en stor del av de partiklar som är suspenderade i det tillflödande dikesvattnet hinner sedimentera. För fältförsöken anpassas dock volymen till att vara i storleksordningen för den tänkta operationella tillämpningen då det inte är önskvärt med alltför stora dammar eftersom dessa kostar mycket tid och pengar att anlägga men även att de tar värdefull jordbruksmark i anspråk. Ett viktigt resultat av projektet är att undersöka hur dikesdammarna, antingen anlagda eller i form av fördjupade diken, skall dimensioneras på ett enkelt sätt. Den princip som IVL har arbetat efter är att dimensionera dammarna i relation till avrinningsområdets medelflöde. Avrinningsområdet är beläget i en region där den specifika avrinningen är ca 6-8 l/(s*km²). En för området antagen avrinning på 7 l/(s*km²) för det 100 ha stora området ger alltså en medelavrinning på 7 l/s i diket. Mätöverfall med olika storlek på v-öppningen gör att en andel av den totala avrinningen passerar sedimentationsdammen. Relationen mellan vattenföring i diket och genom sedimentationsdammen är att den senare tar emot 13,4 % av totalflödet från avrinningsområdet. Detta kan också tolkas som att sedimentationsdammen belastas av avrinningen från 13,4 ha av avrinningsområdet. Med en årsmedelavrinning på 7 l/s ger detta ett medelflöde genom sedimentationsdammen på 0,94 /s. För att ge vattnet i sedimentationsdammen en uppehållstid på ca ett dygn vid medelflöde så dimensionerades denna till 85 m³.

Flöden och uppehållstid - Rimbo

En specifik avrinning på 7 l/(s*km²) för det 30 ha stora avrinningsområdet i Mälby, Rimbo ger ett årsmedelflöde i diket på 2,1 l/s. Som jämförelse kan nämnas att för perioden januari-juli 2009 så uppmättes ett medelflöde på 1,6 l/s. Mätöverfallet i diket har en vinkelöppning på 90° och för överfallet i sedimentationsdammens är öppningen 30°. Relationen mellan dessa är att 21,4 % av totalflödet från området passerar sedimentationsdammen vilket motsvarande ett årsmedelflöde på 0,45 l/s. Detta betyder att sedimentationsdammen belastas av ett avrinningsområde på 6,4 ha. Sedimentationsdammen volym är ca 60 m³ vilket ger en uppehållstid vid årsmedelflöde på ca 1,5 dygn.

Flöden och uppehållstid - Väringe

I Väringe finns alltså ingen sidodamm, utan enbart en fördämning i själva diket, så som det är tänkt att installationerna ska se ut i ett operativt skede. Lutningen i diket fallriktning är dock betydande, och därför är volymen i dammen begränsad. Vid medelflödet som är ca 1.0 l/s är uppehållstiden ca 3 timmar.

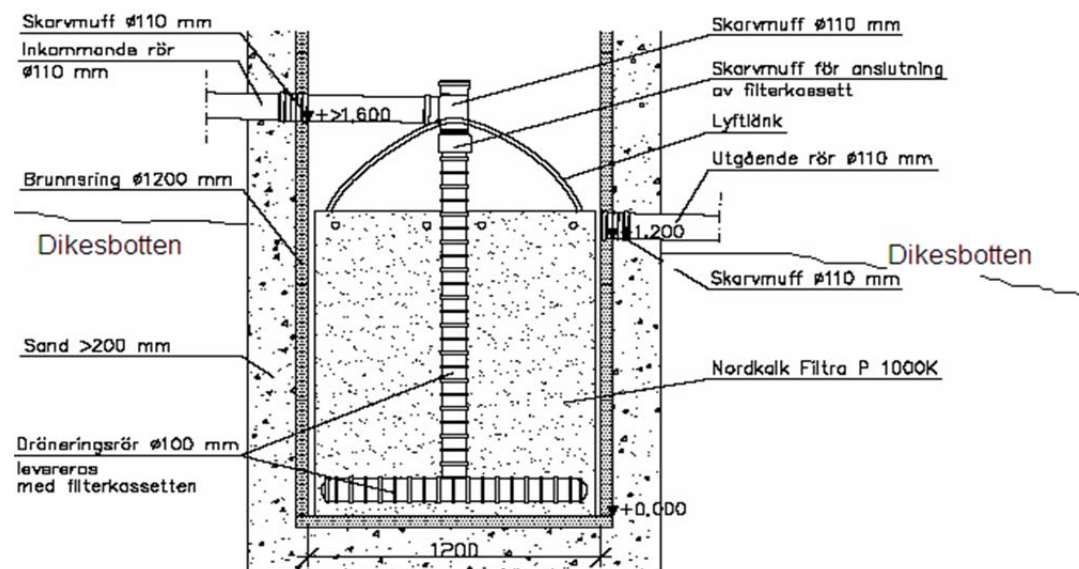
Brunnar med filterkassetter

För filterbrunnarnas utformning valdes en standardlösning som ger möjlighet att utvärdera filtermaterialen under identiska förhållanden. Den bygger på Nordkalks lösning för Filtra-P (Figur 8). Enda skillnaden är att rörslingan i botten där det inkommande vattnet leds ut, som nämnts ligger i ett grusskikt för att säkerställa att vattnet fördelas så jämnt så möjligt i säcken. Utan grus finns risk för att de mer porösa materialen sätter igen nära utflödesröret där mycket vatten passerar, en effekt som observerades i ett pilotförsök innan detta projekt inleddes.

Vid ett möte med materialleverantörerna Merox (Hyttssand), Nordkalk (Filtra P), Bioptech (Polonite) och Maxit/Weber (Filtralite) den 8 juni 2009 om projektupplägget diskuterades och godtogs IVLs förslag till utformning av filterbrunnarna. I korthet innebär det att en specialtillverkad säck med tre skikt används (ett inre och ett yttre skikt för att klara mekanisk påverkan och ett tätande mellanskikt). I säcken placeras ett rörsystem som består av ett tätt vertikalt rör som distribuerar vatten till ett horisontellt liggande dräneringsrör i ett varv på

botten av säcken. Distributionssystemet i botten av säcken ligger inbäddat i ett täckande gruslager så att rörsystemet inte kommer i direkt kontakt med filtermaterialet. Den tomma säcken placeras i cementbrunnen och därefter appliceras grusbädden och rörsystemet innan säcken fylls med filtermaterial. Med detta tillvägagångssätt så säkerställs det att hela konstruktionen från lösmaterial till färdig filterkassett (säck + distributionssystem + filtermaterial) är identiskt utförd för de fyra materialen.

Efter passage genom filterkassetterna från botten och upp når det filtrerade vatten en liten fri vattenvolym och utflödet från filterbrunnen sker sedan via bräddning. Flödet tvingas då gå mot gravitationen och därmed utnyttjas en större del av filtret. Inlopp i botten och utlopp i toppen ger längst uppehållstid (Suliman, 2006). Porositeten på de olika materialen varierar mellan 34,4 och 46,7 % vilket ger en porvolym mellan 275 och 373 liter i säckarna som innehåller 800 liter filtermaterial.



Figur 8: Design för filterbrunnarna i försöket. Utformningen bygger på Nordkalks lösning. I botten ligger dock rörslingan i grus, och är alltså en slinga som går runt i flera varv, vilket inte framgår av bilden.

De fyra brunnarna består av två vanliga cementringar med en inre diameter på 1200 mm. Den övre ringen har två förborrade hål, ett på varje sida av ringen och med en höjdskillnad på 40 cm, för ingående vatten och bräddutlopp. Brunnarna är placerade 1,5 m från dikeskanten och nedgrävda 1,3 m i leran. Skarven mellan de två cementringarna tätades med tätmassa i samband med att de lyftes på plats med en grävmaskin utrustad med ringlyftar. Eftersom brunnarna inte är helt nedgrävda i marken och markrörelser kan sära på dem vid tjällossningen så användes en blandning av murbruk och lagningsbruk för att fylla igen skarven och svetsa samman ringarna. Vid fyllningen så placerades först de specialsyddasäckarna i brunnarna för installation av distributionssystemet som består av en tätt vertikalt rör vilket kopplades till en 90° rörkrök vid vilken en cirkelformad dräneringsslang med lock i änden monterades. Distributionssystemet i botten på säcken täcktes sedan helt med ett lager grus med kornstorleken 8-12 mm. Säckarna fylldes sedan med filtermaterial genom att leveranssäckarna hängdes i gafflarna på en större containerflyttmaskin och öppnades i botten. Ett av filtermaterialen, Filtralite, har en densitet i samma storleksordning som vatten vilket gör att en del av materialet flyter. På grund av detta så lades ett skikt med grus på

toppen av Filtralite-kassetten för att tynga ned materialet och hindra detta från att flyta iväg genom bräddutloppet. Den totala volymen filtermaterial i varje brunn är 800 liter. På toppen av brunnarna monterades sedan öppningsbara lock av plywood som medger lätt åtkomst för inspektion.



Figur 9: Brunn med filterkassett.

Distributionsystem

Vatten från sedimentationsdammen (invattnet) pumpas upp till en distributionstank med botten ca 1,2 m över brunnarnas bräddutlopp. Tanken är tillverkad i rostfri plåt och vattnet distribueras därifrån via bräddning över fyra stycken v-formade slitsar via ett rörsystem till var och en av de fyra brunnarna. Slitsarna är utskurna i rör som är ställbara i höjddled för finjustering av flödet så att vattnet fördelas jämnt till de fyra brunnarna. Inloppsvattnet leds från distributionslådan via ett rörsystem till botten av filterkassetterna. Dikesvattnet strömmar vertikalt nedifrån och upp genom filtermaterialet för att sedan bräddas till utloppsroren vilka slutar strax innan dikeskanten så att eventuella fällningar kan observeras.

Flödesmätning

Vattenföringen i diket mäts genom att vattenståndet registreras en gång varje minut med en automatisk nivågivare. Tillsammans med överfallsekvationen för ett 120° skarpkantat v-format överfall som är inprogrammerad i dataloggerenheten kopplad till huvudprovtagaren erhålls vattenföringen i valfri enhet (t. ex. m³/tim). Vattenståndet i distributionslådan registreras med hjälp av en separat nivågivare kopplad till en av de automatiska provtagarna. En avbördningsfunktion för bräddavloppen har tagits fram genom att relatera vattenståndet i distributionslådan till utgående vattenflöden från brunnarna vid olika genomströmning i systemet.

Automatisk provtagning

All provtagningsutrustning inklusive de automatiska provtagarna, styrsystemen och den flödesstyrda pumpen är placerad i en 8 fots container (Figur 10). Denna är uppvärmd för att hålla temperaturen över fryspunkten. Provtagning av ingående och utgående vatten sker automatiskt med 3 st provtagare av modell ISCO 6712. På grund av de höga kostnader som är förknippade med denna typ av avancerade provtagare så delas provtagarna så att två provpunkter använder samma provtagare. Totalt sker provtagning i 6 punkter: ingående vatten från dike (bakgrundshalt) och i sedimentationsdammens utlopp samt utgående vatten efter var och en av de fyra filterkassetterna. Provtagningen styrs genom att masterprovtagaren programmerats att styra de två slavprovtagarna varvid ventiler öppnar och

stänger enligt en förutbestämd sekvens vid provtagning. Proverna pumpas från brunnarna till provtagarna via slangar som är uppvärmda med värmeslingor och isolerade för att förhindra frysning. Provtagning och vattenflöden övervakas genom fjärranslutning till provtagarna via modem. Provtagningskassetten innehåller totalt 24 flaskor med volymen 1000 ml. Normal provvolym är 700 ml och vattenproverna konserveras med 4M H₂SO₄ i förhållandet 1:100. Vid provhämtning skakas kassetflaskorna och proverna hälls över till 250 ml provflaskor som transporteras till IVL för förvaring i kylrum vid en temperatur av max + 4 °C. Vid varje provhämtning tvättas kassetflaskorna med avjoniserat vatten och vid jämna mellanrum sker även tvätt med saltsyra och sköljning med avjoniserat vatten. Provtagningen kan antingen tidsstyras eller styras flödesproportionellt så att vattenprover tas med tätare intervall vid höga flöden.



Figur 10: Mätstation Lagga, Uppsala. Automatisk provtagningsutrustning.

Avgörande för filterkassetternas kapacitet för avskiljning av löst fosfor är att kontakttiden mellan det vatten som kommer från sedimentationsdammen och de fosforsorberande filtermaterialen blir tillräckligt lång. För några av materialen är det viktigt att höjningen av pH i vattnet blir tillräcklig eftersom sorbtionsprocessen förstärks vid höga pH. Avgörande för funktionen är alltså uppehållstiden, vilket den tid det tar att utbyta den volym vatten som ryms i porerna mellan partiklarna som filtermaterialet består av. Porositeten på de olika materialen varierar mellan 34,4 och 46,7 % och volymen porer varierar mellan 275 och 373 liter i säckarna om 800 l. Filtren belastas flödesproportionellt genom att pumpen frekvensstyras som funktion av det uppmätta flödet

Den första anläggningen i Lagga, Uppsala började byggas den 9 september 2009 och provtagningen startade fullt ut den 19 oktober 2009. Bygget av anläggningen i Rimbo påbörjades i oktober 2009 och provtagning påbörjades i början av december 2009. På grund av den stränga och långvariga kylan från mitten av december 2009 till slutet av mars 2011 togs inga prover under denna period. Flödet i diket och sedimentationsdammen upphörde då och vattnet i brunnarna frös.

Det är **viktigt att notera** att vid operativ tillämpning kommer filterbrunnarna att ligga nere i diket och vattnet leds igenom med självfall. Här har filterbrunnarna lagts uppe på diketets sida och vattnet pumpas upp till dem i syfte att få full kontroll på hur mycket vatten som rinner igenom.



Figur 11: Anläggningen utanför Rimbo. På alla tre anläggningarna ligger filterbrunnarna uppe på diketets sida och vattnet pumpas upp till dem, för att få kontroll på hur mycket vatten som rinner igenom. Vid operativ tillämpning kommer brunnarna att ligga nere i diket, och vattnet kommer att rinna igenom med självfall.



Figur 12: Anläggningen i Väringe utanför Nyköping.

Laboratorieanalyser

I den tidigare förstudie som utförts i Rimbo, och även i andra mätprojekt i bäckar, har observerats att när flödet går ner lågt händer inte mycket vad gäller koncentrationen. Eftersom det vid varje måttillfälle tas sex vattenprover med analys av totalfosfor och fosfatfosfor var det redan när projektet startades klart att vi inte skulle klara att analysera alla prover som togs, av budgetskäl. Det sågs dock som positivt att ta fler prover än vi kunde analysera, om det skulle uppstå frågor runt koncentrationerna och avskiljningsförmågan för vissa perioder, varvid vi då skulle kunna gå tillbaka och utföra analyser på ytterligare några utvalda prover. Samtliga laboratorieanalyser har utförts av ALS, ett ackrediterat laboratorium.

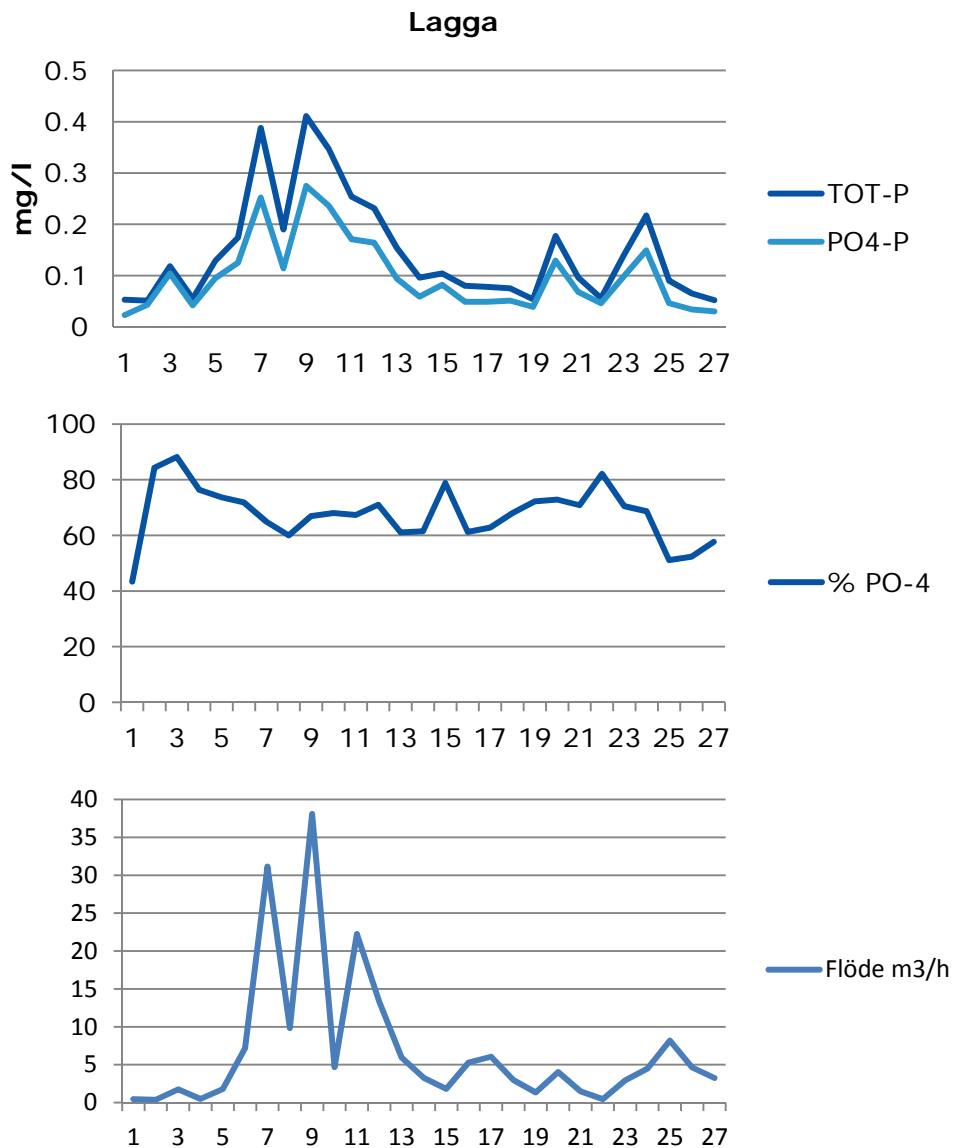
Dynamiskt intressanta perioder har alltså prioriterats vid inskick av vattenprover för analys, d.v.s. före, under och efter flödestoppar då uppehållstiden i filterbrunnarna varierar mycket under en begränsad period. Exempel på sådana perioder är vid hög nederbörd och under snösmältningsepisoder. Laboratorieanalyser har utförts för alla uttalade flödestoppar. Detta innebär att medeluppehållstiden för alla provtagningstillfällen är längre än medeluppehållstiden för de prover som skickat in för analyserats. För Uppsala är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 66 min och för analystillfällena 60 min. För Rimbo är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 49 min och för analystillfällena 47 min. För Rimbo är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 140 min och för analystillfällena 107 min. Eftersom det finns ett samband mellan reduktionsförmågan och uppehållstiden innebär de presenterade resultaten sannolikt en viss underskattning av filtermaterialens reduktionsförmåga.

5 Resultat

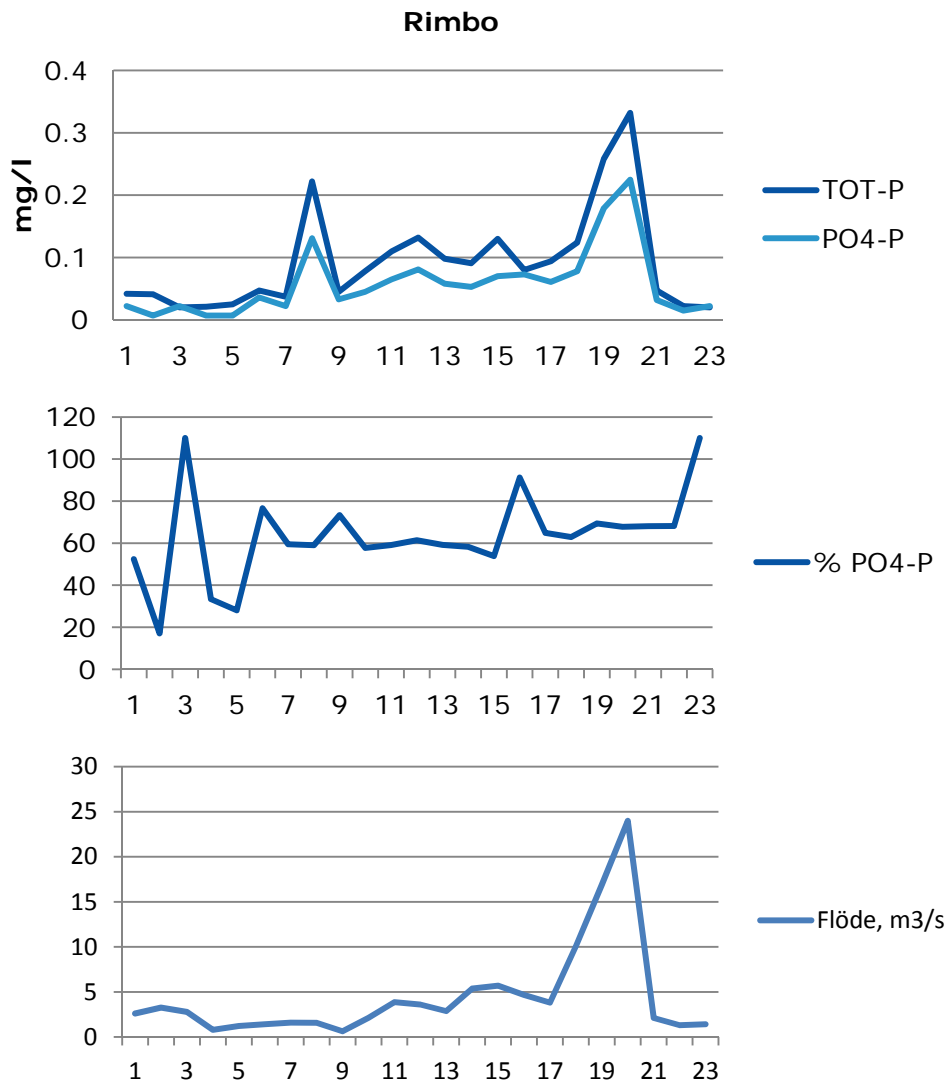
Provtagningen har alltså varit flödesstyrd, varvid prover har tagits upp till 7-8 ggr per dygn vid höga flöden, och betydligt mer sällan vid lägre flöden. I oktober och november 2010 skickades ca 500 vattenprover till ALS för laboratorieanalyser av totalfosfor (TOT-P) och fosfatfosfor (PO₄-P). Dessa 500 vattenprover utgjorde 48% av mättillfällena.

En viktig faktor för filtrens reningsfunktion är koncentrationen av totalfosfor och fosfatfosfor i inkommande vatten, och andelen fosfatfosfor av totalfosfor. I figur 13-15 presenteras dessa värden. Andelen fosfatfosfor skiftar mycket när koncentrationerna är låga, men håller sig relativt stabilt vid 60-70% vid medelhöga och höga koncentrationer. Andelen fosfatfosfor under perioden var för Lagga 67,8%, för Rimbo 63,5% och för Väringe (kortare mätperiod) 66,1%. I tidigare nämnda studier i Mälardalen har andelen fosfatfosfor varierat avsevärt mellan olika lokaler, men här är värdena sett över tiden relativt likartade, trots att lokalerna ligger långt ifrån varandra. Möjligen kan de tidigare studierna bygga på ett mer begränsat antal provtagningar där skillnader under året gett större utslag på medelvärden.

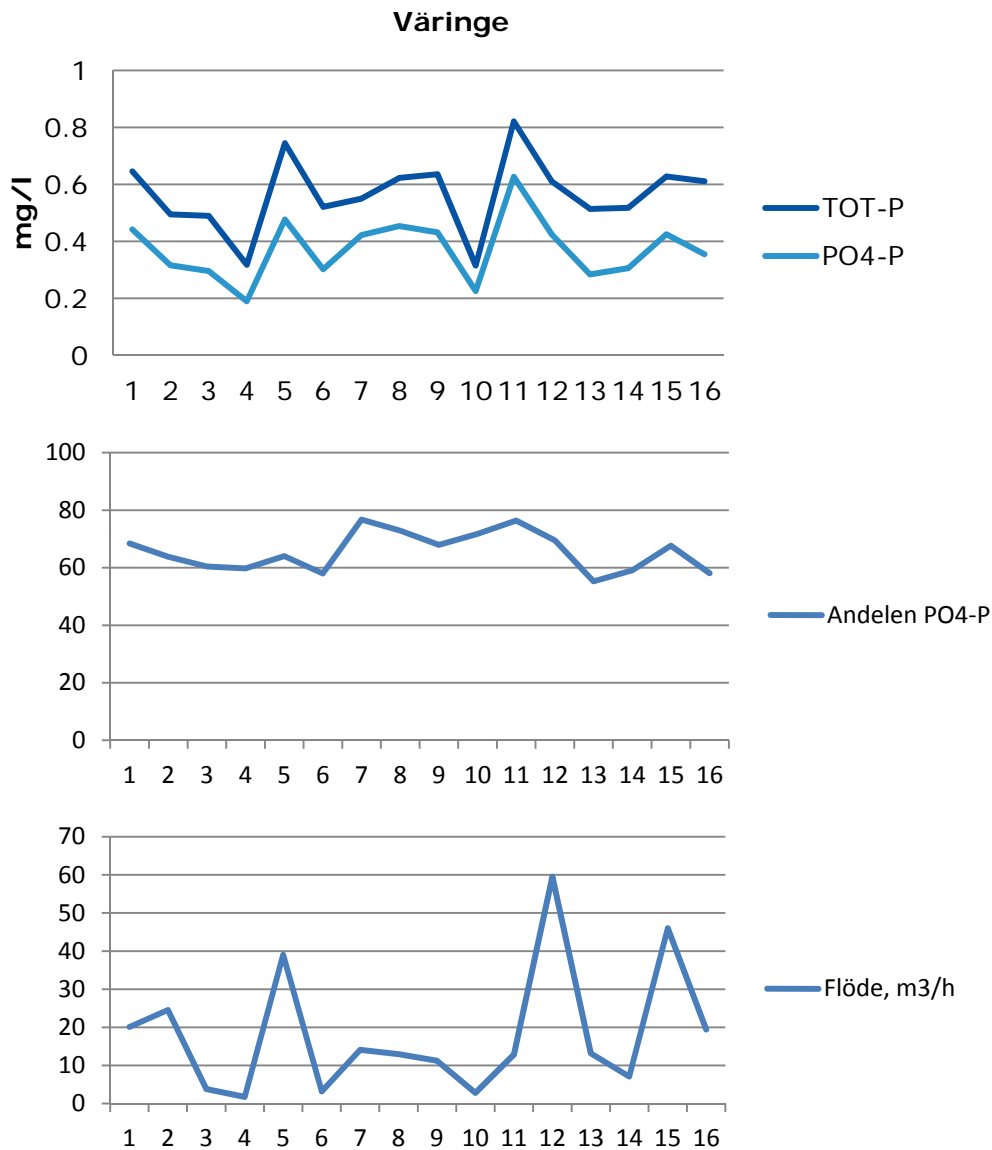
Det är sedan tidigare känt att fosforkoncentration går upp under flödestoppar (se t.ex. Ekstrand och Wallenberg, 2010, Wallenberg och Ekstrand, 2007), vilket har dokumenterats med mätningar i mindre vattendrag. Mätningarna här utgör resultat från diken högre upp i vattensystemen vilket förklarar att koncentrationen av totalfosfor i än högre grad ökar med stigande flöde. Här finns inte den utjämnande effekten av djupare grundvatten och avrinning from skogsmark. Totalfosforkoncentrationen följer flödesdynamiken mycket nära i Lagga och Väringe (det bör noteras att mätperioden är kort i Väringe) och i något mindre utsträckning i Rimbo där koncentrationen under en av flödestopparna inte går upp. Figur 16 och 17 visar i mer detalj hur koncentrationen av totalfosfor ökar under två olika flödestoppar. Ökningen är mycket stark, halterna nästan tredubblas på kort tid och sjunker sedan relativt snabbt igen.



Figur 13 (övre): Koncentrationerna för totalfosfor (TOT-P) och fosfatfosfor (PO4-P) i Lagga under mätperioden 30 okt 2009 till 20 november 2010. (mellan): andelen fosfatfosfor av totalfosfor under samma period. (nedre): Vattenflödet genom dammen i m³/h vid mättillfällena.

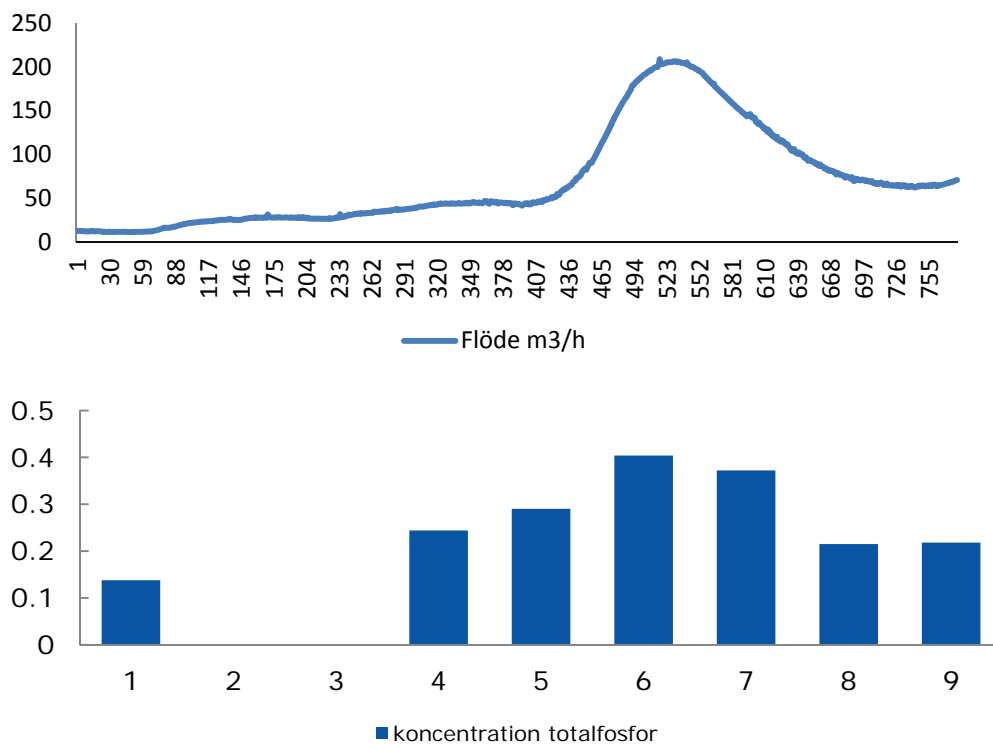


Figur 14 (övre): Koncentrationerna för totalfosfor (TOT-P) och fosfatfosfor (PO4-P) i Rimbo under mätperioden 1 december 2009 till 20 november 2010. (mellersta): andelen fosfatfosfor av totalfosfor under samma period. (nedre): Vattenflödet genom sidodammen i m³/h vid mätstillfällena.

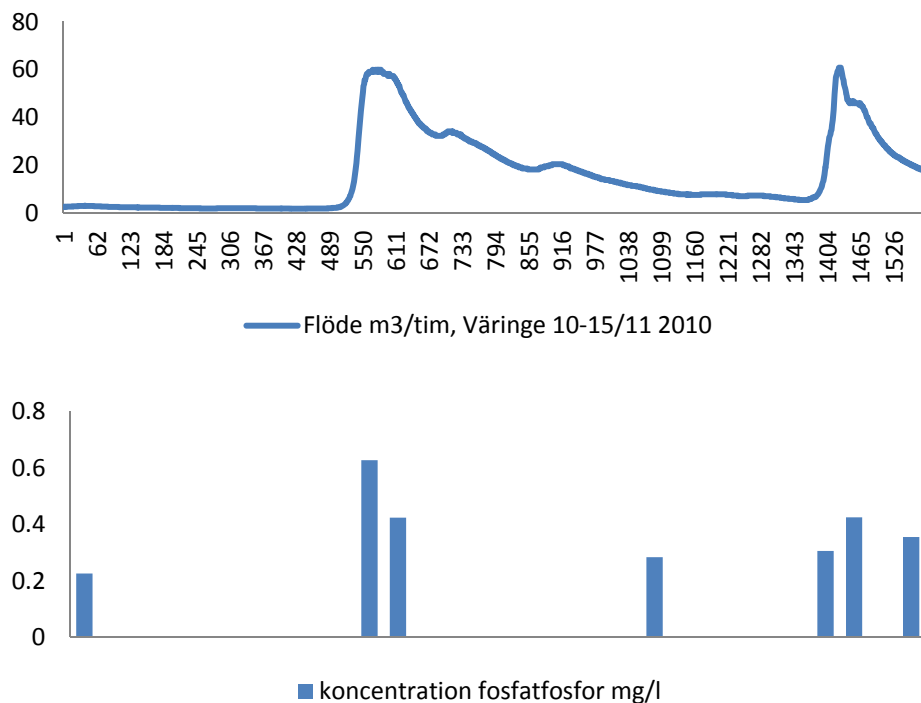


Figur 15 (övre): Koncentrationerna för totalfosfor (TOT-P) och fosfatfosfor (PO4-P) i Väringe under mätperioden 7/10-15/11 2010. (nedre): andelen fosfatfosfor av totalfosfor under samma period. (nedre): Vattenflödet genom diket i m³/h vid mätillfällena (i Väringe finns ingen sidodamm).

Som figurerna 13-15 visar ökar dock inte andelen partikulärt bunden fosfor under flödestopparna nämnvärt. Halten fosfatfosfor ökar i takt med den partikelbundna fosfor så att andelen fosfatfosfor ligger relativt stabilt på 60-70 %. För Lagga och Rimbo kan detta förklaras av att markerna där är plana eller nästan plana, men för Väringe är det mer överraskande eftersom terrängen där är jämförelsevis kuperad. Det verkar som om avrinningen vid dessa flödestoppar i huvudsak har skett genom dräneringsrören trots den kuperade terrängen. Troligen krävs häftig nederbörd för att det ska uppstå ytavrinning som för med sig en ökande del sediment och partikulärt bunden fosfor.



Figur 16: Koncentrationen totalfosfor under en flödestopp i Lagga, 17-20 nov 2009. Koncentrationen är som högst när flödet är på väg upp, men innan själva flödestoppen.



Figur 17: Koncentrationen totalfosfor under en flödestopp i Väringe, 10-15 nov 2010. Graferna är tidsmässigt synkroniserade. Den första mätningen med hög koncentration ligger när flödestoppen nått halvvägs mot sitt max. Nästa mätning kommer under själva flödestoppen och då är koncentrationen betydligt lägre.

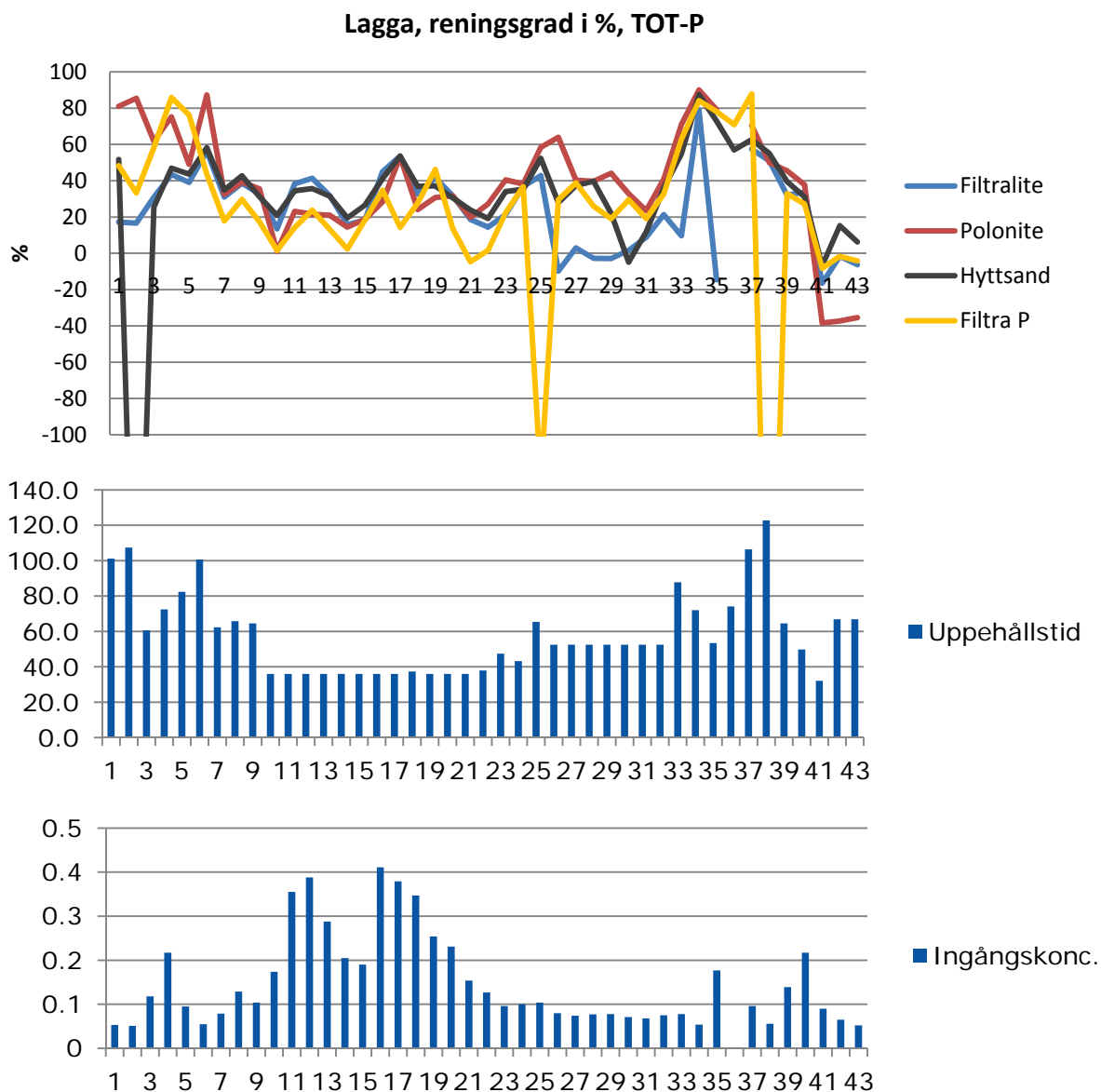
Tabell 1 visar den totala avskiljningen av totalfosfor och fosfatfosfor i procent av inkommande koncentrationer för de olika filtermaterialen, på de olika anläggningarna och totalt. Det bör noteras att mätperioderna för de tre anläggningarna är olika, med drygt ett år för Lagga, knappt ett år för Rimbo, och ca 3 månader för Väringe. Delar av dessa perioder har dock varit torra, utan vattenflöde i dikena eller i filtren. Året som gått har karaktäriserats av den stränga vintern då dikena och filterbrunnarna var helt nerfrusna, och den torra sommaren som resulterade i en längre torrperiod än normalt.

Som nämnts tidigare har dynamiskt intressanta perioder prioriterats vid inskick av vattenprover för analys, d.v.s. före, under och efter flödestoppar då uppehållstiden i filterbrunnarna varierar mycket under en begränsad period. Detta innebär att medeluppehållstiden för alla provtagningstillfällen är längre än medeluppehållstiden för de prover som skickat in för analyserats. För Uppsala är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 66 min och för analystillfällena 60 min. För Rimbo är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 49 min och för analystillfällena 47 min. För Rimbo är uppehållstiden för alla provtagningstillfällen 140 min och för analystillfällena 95 min. Anledningen till de stora skillnaderna för Väringe är att flödestopparna har kort varaktighet (on/off) vilket innebär att vi samlat in mycket prover i Väringe då det var riktiga låga flöden (långa uppehållstider). Eftersom det finns ett samband mellan reduktionsförmågan och uppehållstiden innebär de presenterade resultaten sannolikt en viss underskattning av filtermaterialens reduktionsförmåga.

Tabell 1: Andel totalfosfor och fosfatfosfor som avskiljs av de olika materialen på de tre anläggningarna, och totalt under mätperioden.

	Filtralite P	Polonite	Hyttsand	Filtra P
Lagga TOT-P	27	44	31	23
Lagga PO4-P	29	47	44	33
Rimbo TOT-P	44	62	48	47
Rimbo PO4-P	36	60	36	48
Väringe TOT-P	29	40	37	30
Väringe PO4-P	33	42	46	29
Totalt TOT-P	33	49	39	33
Totalt PO4-P	33	50	42	37

Det finns en tydlig skillnad mellan de olika materialens reningskapacitet men den är inte stor. Den relativt goda reningsgraden trots låga koncentrationer och korta uppehållstider jämfört med tidigare erfarenheter från enskilda avlopp är mycket lovande. Upphållstiderna och ingångskoncentrationerna vid mättillfällena presenteras i figurerna 18, 19 och 20. Som figurerna visar är reningsgraden beroende av båda dessa variabler, men det förekommer också kraftiga variationer som inte förklaras av uppehållstid eller ingångskoncentration. Temperatur har i vissa tidigare studier påverkat resultatet. Dynamiska förändringar i vattenflödet genom filtren har också påvisats i tidigare studier, och spelar troligen en roll även här. I den tidigare mindre studien där Filtra-P testades i Rimbo hade kulstrukturen fallit sönder till finkornig massa i delar av filtret. Även Gustafsson et al. (2007) fann att Filtra P-filter tenderade att sätta igen på grund av att kulstrukturen förstörs.



Figur 18. Reningsgrad, uppehållstid och ingångskoncentration för Lagga. Hela mätperioden från oktober 2009 till 17 november 2010.

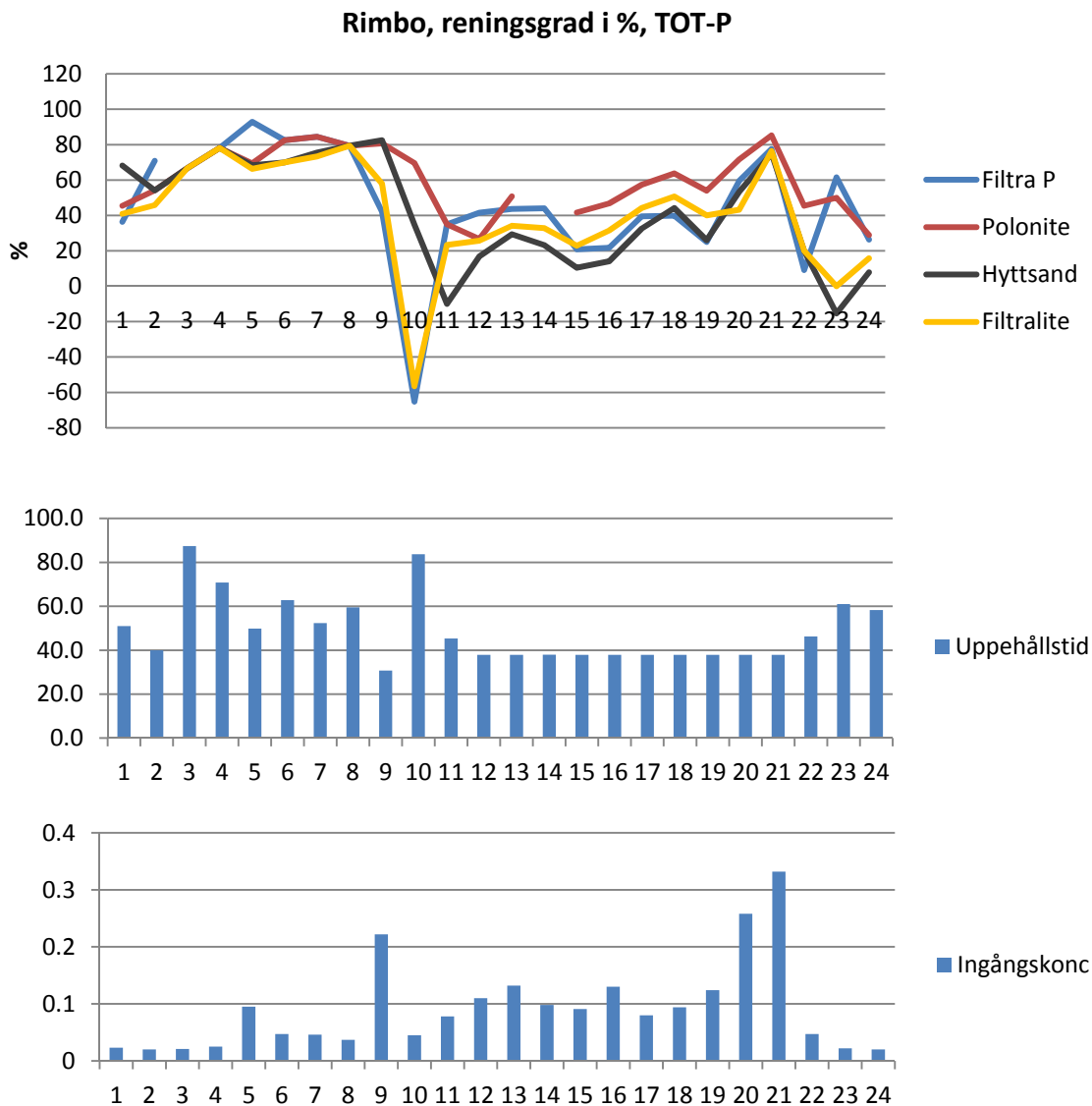
Samtliga fillermaterial har vid några tillfällen läckt fosfor. Utgångskoncentrationen har alltså varit högre än ingångskoncentrationen. Filtralite har läckt vid 4 mättillfällen, med 4-60% högre utgångshalt än ingångshalt. Polonite har läckt vid 3 tillfällen med 1-36%. Hyttsand har läckt vid 3 tillfällen med 7-265 %, och Filtra-P har läckt vid 14 tillfällen med 2-512 %. Hyttsand har läckt mycket (> 200%) vid ett tillfälle, och Filtra-P vid tre tillfällen. Det bör noteras att inte ens laboratorieanalyserna ger värden som är helt exakta. För totalfosfor räknar man med att värdet kan vara 10% fel, för fosfatfosfor som är svårare att analysera räknar man med 30% möjligt fel. Vi har också stött på enstaka värden som vi tror är drastiskt fel. T.ex. visade laborativärdet för Polonite vid ett tillfälle ett kraftigt utläckage (305%) trots att reningen var god 6 timmar innan och 6 timmar efter. För de andra kraftiga utläckagen har noterats en mer logisk nedgång vid de föregående mätningarna och en successiv uppgång efteråt.

Uppehållstiden i figur 18 går alltså ner under flödestoppar, men pumpen har en maxkapacitet som motsvarar 36 minuters uppehållstid i filtren. Ingångskoncentration gick upp kraftigt, med ca 500%, under den långvariga flödestoppen i nov-dec 2009, men gick också upp även när flödet var relativt lågt mot slutet av perioden. Ingångskoncentrationen styrs självklart inte bara av flödet, utan också av andra faktorer, som gödsling, skörd och kultivering som resulterar i barmark etc. Generellt fungerar filtren som bäst när uppehållstiden är lång och koncentrationen är hög. Det inträffar dock relativt sällan. Koncentrationen går upp när flödet ökar. När uppehållstiden är kort och alltså mycket vatten går igenom filtret blir efterhand reningsgraden lägre, även när ingångskoncentrationen är hög. Som framgår av figur 20 och 21 är dock reningsgraden hög i början av en flödestopp, när ingångskoncentrationen gått upp men det ökande flödet ännu inte resulterat i en tillfällig materialutmattning.

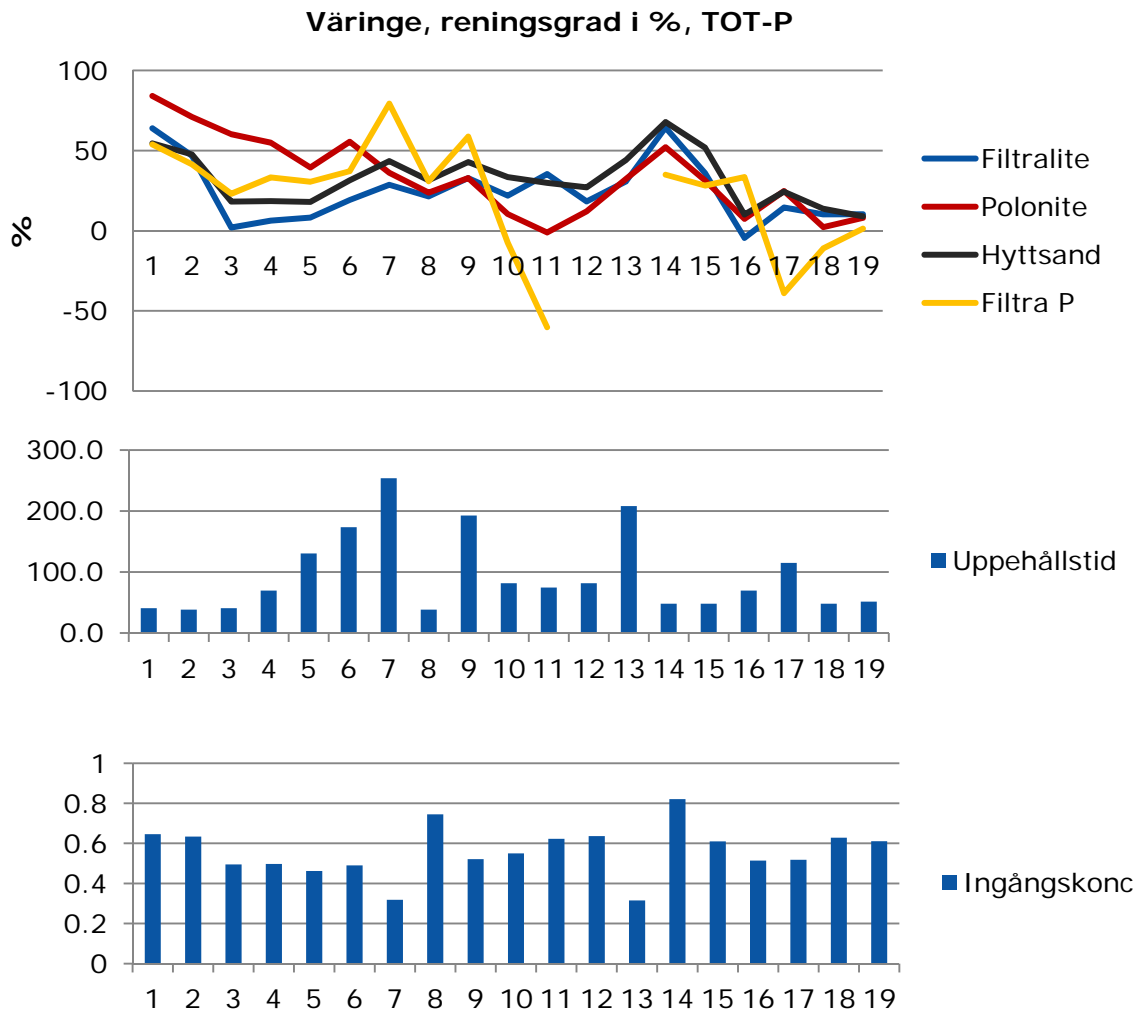
Suliman et al. (2006) visade att material med homogen kul/partikelstorlek av flödet efter en tid i sig sorterar filtermaterial i korridorer med grövre och finare material och att vattnet sedan främst rör sig i korridorerna med grövre material. Partikelstorleken varierar i alla filtermaterialen och det gör att vattenflödet söker vägar med större partiklar och därmed hög konduktivitet (se kap. 3). I anknytning till dessa kanaler är det troligt att de mer porösa materialen så småningom förlorar sin kulstruktur och antingen långsamt sätter igen, eller lokalt sjunker ihop av tyngden från ovanliggande material, och då tvingas vattnet ta nya vägar och plötsliga förändringar i reningsgraden kan uppstå. Detta kan vara en av förklaringarna till avsevärda och förhållandevis snabba variationerna i filtrens avskiljning som ibland inte tycks kunna förklaras av förändringar i flöde och ingångskoncentration. Inga av materialsäckarna har hittills öppnats och analyserats för att studera sådana förändringar under detta försök. Det kommer att göras i projektets slutskede, eller tidigare om materialet i några av säckarna blir utmattat och inte tar upp mer fosfor. Vi avser också att utföra studier med karamellfärg i för att studera vattnets väg genom filtren.

Som nämnts har materialen vid några tillfällen läckt fosfor, i både Lagga, Rimbo och Väringe. I Lagga och Rimbo sammanföll de tillfällena med långa uppehållstider, alltså tillfällen när vattenflödet genom filtrena är låga, vilket är överraskande. Vi har ännu ingen förklaring till varför materialet släpper ifrån sig fosfor när flödet genom filtret minskar. Logiskt sett borde filtrens reningsgrad då istället öka.

Särskilt Polonite och Filtra-P hade en mycket hög reningsgrad inledningsvis i Lagga och Rimbo (55-85%). Den sjönk sedan något. I Väringe kom mätningar igång under en flödestopp och därför låg reningen i inledningskedet lite lägre där, men ändå relativt högt. Också värt att notera är att reningen var generellt sett hög för alla filtren i maj och juni 2010 innan torrperioden tog vid. Möjligen kan temperaturen ha spelat en roll. Som nämnts tidigare har högre temperatur i tidigare studier visat sig ge högre reningsgrad.

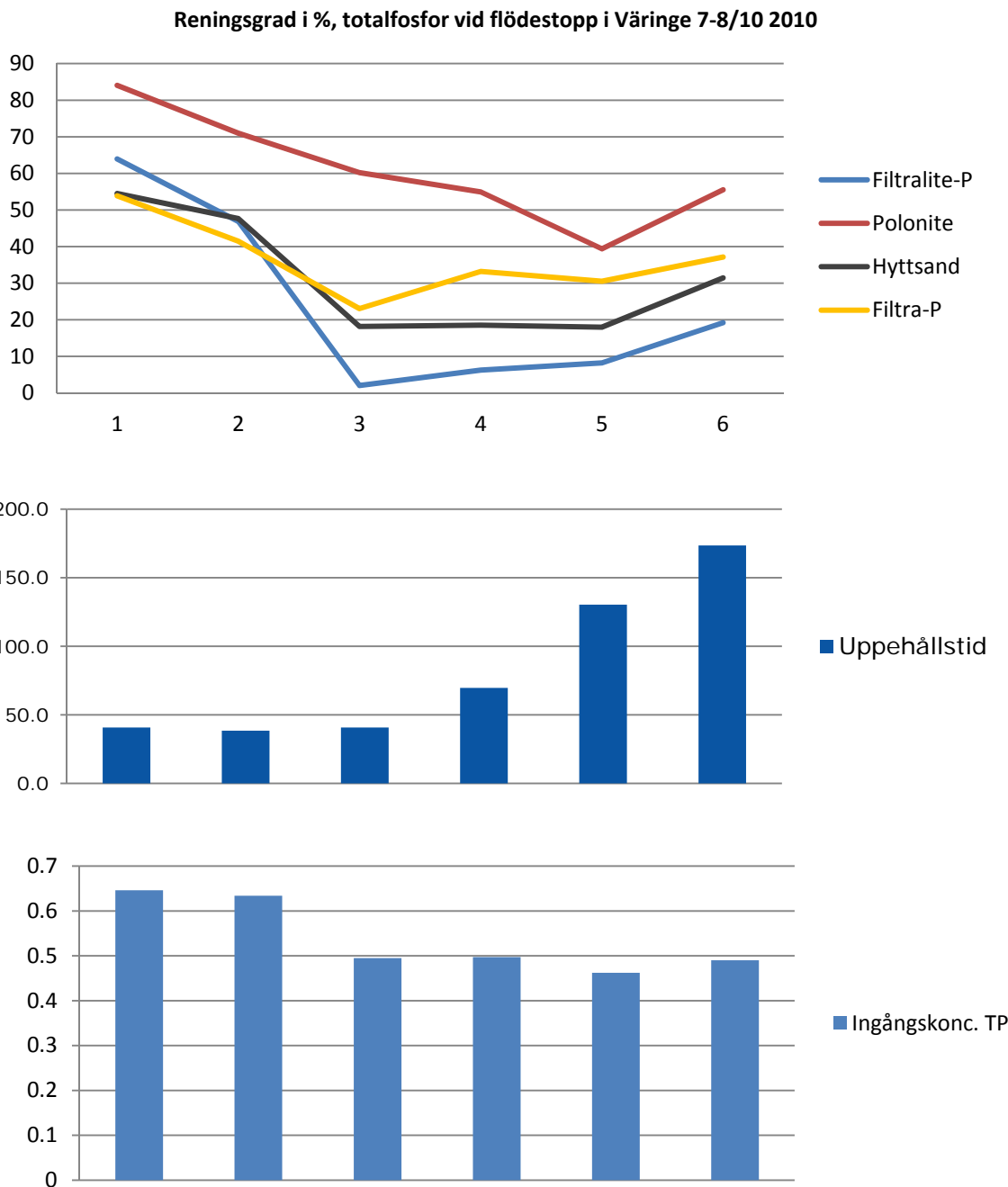


Figur 19. Reningsgrad, uppehållstid och ingångskoncentration för Rimbo. Hela mätperioden från 2 December 2009 till 17 november 2010.



Figur 20. Reningsgrad, uppehållstid och ingångskoncentration för Väringe. Hela mätperioden från 7 oktober 2010 till 17 november 2010 (anläggningen var i drift från augusti 2010 men diket låg torrt till början av oktober).

Som visats tidigare ökar ingångskoncentrationen under flödestoppar. Hurdan är då reningsgraden under flödestoppar? Figur 21 visar ett tillfälle i Väringe där mätningarna börjar strax innan själva toppen under en flödestopp, första provet tas alltså när flödet är högt men inte nått sitt max, medan ingångskoncentrationen redan har nått sitt max. Reningsgraden är hög i början av flödestoppen så länge flödet är på väg upp och koncentrationen ökar starkt, men börjar avta redan under flödesmax och sjunker sedan. När uppehållstiden därefter ökar (mindre vatten rinner igenom) medan ingångskoncentrationen fortfarande är relativt hög ökar reningsgraden igen.

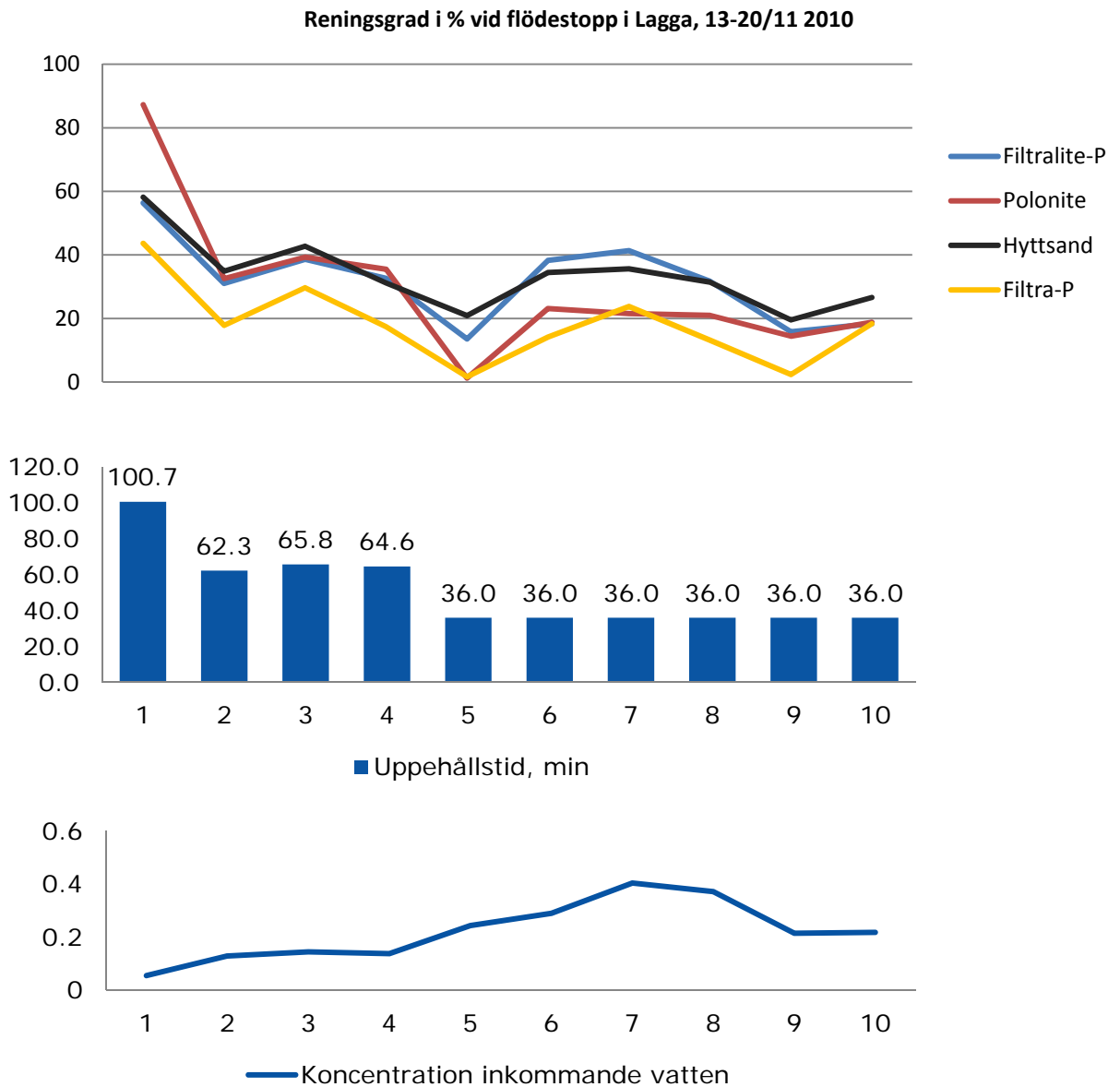


Figur 21. Reningsgrad, uppehållstid och ingångskoncentration vid en flödestopp i Väringe. I nuläget inkluderade de vattenprover som skickats för analys inte prover innan flödestoppen, utan det första mätvärdet i figuren ligger strax innan flödestoppen nått sitt max.

Figur 22 visar en annan flödestopp, nu i Lagga, där reningsgraden är hög medan vattenflödet är lågt trots att ingångskoncentrationen också är låg. Sedan ökar flödet och uppehållstiden sjunker medan ingångskoncentrationen fortfarande är relativt låg. Då sjunker också reningsgraden. Sedan stiger flödet ytterligare men ganska långsamt (pumpens kapacitet går dock i tak och skär av flödestoppen) och även ingångskoncentrationen stiger långsamt och då sjunker reningsgraden betydligt. Några mätningar senare kommer den verkliga flödestoppen (även om det inte syns på uppehållstiden eftersom den redan nått max) med högre ingångskoncentrationer och då ökar också reningsgraden först, för att sedan sjunka,

troligen både för att ingångskoncentrationen minskar och för att materialen blir tillfälligt utmattade.

Detta är två tillfällen då reningsgraden ganska prydligt följer variationer i flöde och ingångskoncentration. Det finns dock flera andra där sambandet inte alls är lika tydligt, på grund av att andra faktorer har påverkat avskiljningsförmågan.



Figur 22. Reningsgrad, uppehållstid och ingångskoncentration TOT-P vid en flödestopp i Lagga.

Sett över längre tid varierar avskiljningsförmågan betydligt och variationerna kan inte alltid förklaras av uppehållstiden och ingångskoncentrationen. Starkast är sambandet för Lagga, som varit i drift längst. Vid multipel regressionsanalys av sambandet mellan reningsgrad å ena sidan och uppehållstid och ingångskoncentration å andra, var sambanden svaga för Rimbo och Väringe, men förhållandevis starkt för Lagga. De två variablerna uppehållstid och ingångskoncentrationen förklarade dock inte mer än som mest 56% av variationen i reningsgrad (se tabell 2).

Tabell 2: Resultat av multipel regressionsanalys för att klargöra sambandet mellan reningsgrad å ena sidan och uppehållstid i filtren och ingångskoncentration å andra sidan. Sambandet var som starkast för Polonite, för vilket förklaringsgraden (R^2) var 56%.

	Filtralite-P	Polonite	Hyttsand	Filtra-P
R, Multipel korrelation	0,64	0,75	0,17	0,21
R^2 ,	0,41	0,56	0,03	0,04

Sharpley och Kleinman (2003) mätte fosforkoncentrationerna i avrinnande vatten under och efter tillfällena med artificiell nederbörd. De fann att koncentrationen löst fosfor var hög under det första nederbördstillfället men sedan betydligt lägre när ny artificiell nederbörd tillfördes dag 7 och 21. Det stödjer våra observationer om att det är centralt att fånga upp flödet vid det första nederbördstillfället efter en torrperiod, och under den första delen av en flödestopp.

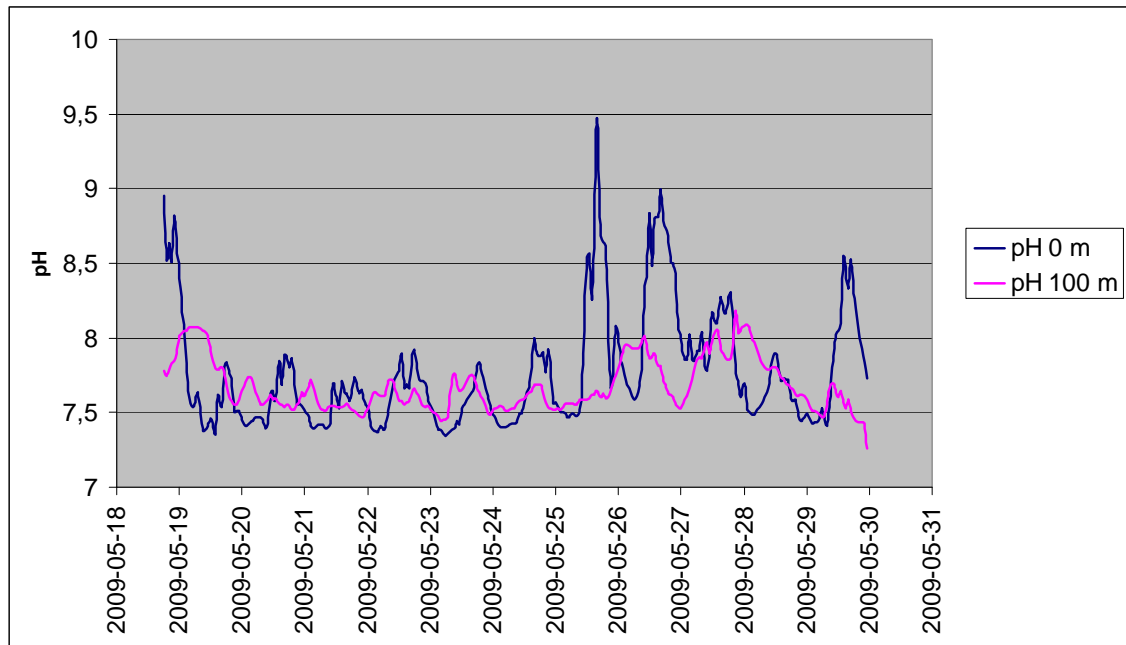
I försök med flygaska från kolförbränning, en slaggprodukt från stålframställning samt Portland cement, ökade avskiljningsförmågan i takt med andelen CaO i sorbenterna (Agyei et al., 2002). Försöket visade också att avskiljningsförmågan var beroende av ingångskoncentrationen. Koncentrationerna var dock två tiopotenser högre än de koncentrationer som förekommer i jordbruksvatten och effekten av en minskning från 80 mg/l PO₄ till 20 mg/l var en minskad avskiljning med ca 15%. De observationer som gjorts här om att ingångskoncentrationen är viktig även vid lägre koncentrationsnivåer stöds dock av resultaten från Agyei et al. (2002). Deras resultat visar också att avskiljningsförmågan är temperaturberoende med en minskning med 10-15% när temperaturen minskade från 60 till 25 grader. Tyvärr fanns inga resultat för intervallet 0-25 grader i studien, vilket är det intervall som är relevant här, men effekten som presenterades var i stort sett linjär, vilket tyder på minskad avskiljningsförmåga med ytterligare 10% när temperaturen sjunker från 25 till 0 grader.

5.1 pH nedströms filterbrunnarna

Materialen ger höga pH-värden i utvattnet. pH sjunker dock vid kontakt med koldioxid i luft och mark. För att klarlägga huruvida pH-höjningen innebär en risk för nedströms liggande biotoper har pH övervakats under en begränsad tidsperiod. Ytterligare studier kommer att genomföras under våren 2011. Som beskrivs i kapitel 3 är de toxiska effekterna av pH runt 8-8,5 marginella. De effekter som finns beror främst på att balansen i förekomsten av metaller störs och kan långsiktigt få konsekvensen att arter som föredrar högt pH slår ut arter som är mer livskraftiga vid lågt pH. Vid högre pH-värden, 9 och däröver, kan effekten bli akut toxisk för en del arter.

I samband med förstudien i Rimbo, då enbart Filtra-P studerades, observerades pH under en period i maj 2009, i diket där filterbrunnens utloppsrör mynnar ut och i en punkt i dikesfåran 100 meter nedströms filterbrunnen. Resultaten från mätningarna under perioden 18 - 30 maj visar att medelvärdet för pH i dammen var 7,77 vid brunnarna och 7,68 100 m längre nedströms. Skillnaden mellan de största pH-värdena som observerades var dock betydande då ett högsta pH på 9,47 observerades i dammen medan det högsta värdet 100 m nedströms uppgick till 8,2 (Figur 23). pH i dammen uppvisar också en mycket större variation då spridningen runt medelvärdet var dubbelt så stor i dammen jämfört med den naturliga bäckfåran 100 m nedströms. En viss del av denna spridning beror på temperaturskillnader mellan dag och natt då givarna inte är temperaturkompenserade. En tydlig fasförskjutning i observationerna kan noteras under senare delen av perioden och denna uppgår till ca 1 dygn. Denna fasförskjutning är kopplat till den låga vattenföringen och är mycket tydlig under

perioden 25 till 28 maj då flödet diket går från ett lokalt minimum på 0,4 l/s till 0,6 l/s samtidigt som flödet genom kassetterna är 0,06 l/s. Detta betyder att andelen vatten i nedströmsdiket som passerat kassetterna under denna period är förhållandesvis högt, 10 till 15 %, p.g.a. begränsningen av den maximala uppehållstiden i kassetterna. En jämförelse med en pH-mätning uppströms kassetterna den 18 maj visar en skillnad på mindre än 0,3 enheter då pH i nedströmsdammen uppmättes till 7,78 och i uppströmsdammen så mättes pH till 7,5. Vid detta tillfälle alldeles i början av observationsperioden var andelen dikesvatten som passerat filterkassetterna ca 10 %.



Figur 23. pH i dammen vid kalkkassetternas utloppsrör samt 100 m nedströms.

Det kan noteras att topparna i pH som observerades vid utloppsröret inte återfinns 100 m längre. Där ligger de högsta pH-värdena på ca 8.

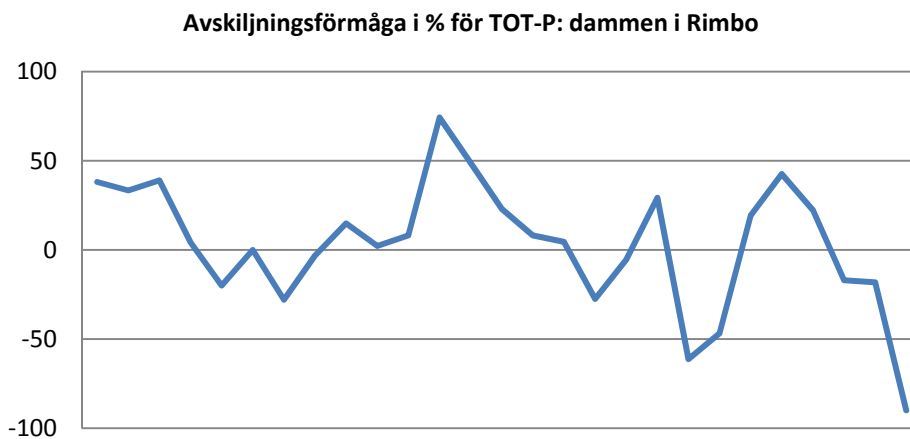
pH-mätningar måste dock genomföras vid fler tillfällen och på fler platser för att ge en mer fullständig bild av hur snabbt pH klingar av nedströms filterbrunnarna. Sådana studier genomförs under våren 2011. Det står dock klart att om man leder större delen av vattnet i ett dike genom filter måste avståndet till ett naturligt vattendrag vara långt så att pH hinner sjunka (hur långt kommer att klargöras under våren), eller så måste det finnas möjlighet till utspädning genom att ett annat dike löper samman med filterdiket nedströms filtren.

5.2 Reduktion i dammarna

Sedimentationsdammen i Lagga dimensionerades för att ge en uppehållstid på ett dygn vid årsmedelflöde. Dammen var ny när mätningarna inleddes, varför sidorna låg bara, utan vegetation. Därför förväntades erosion på sidorna störa och eventuellt motverka den mätbara sedimentationseffekten av dammen, åtminstone under första året. Jämförs koncentrationerna i diket med koncentrationerna vid utloppet av dammen erhålls en avskiljningsförmåga vid mättillfällena, under drygt ett år, på 3%. Avskiljningen har pendlat runt noll med stora variationer och både effektiv avskiljning under vissa perioder och

utläckage av totalfosfor vid andra. Om däremot årstransporten beräknas genom interpolation av koncentrationerna mellan mättillfällena multiplicerat med flödet, erhålls en avskiljningsförmåga på 17%. Sanningen torde ligga någonstans mitt emellan. De olika resultaten avspeglar svårigheten i att beräkna avskiljningsförmågan.

Dammen i Rimbo var däremot ca ett år gammal när anläggningen togs i bruk. Den har haft en avskiljningsförmåga som varit något bättre än väntat, med hänsyn tagen till dammens uppehållstid vid årsmedelflöde; 1,5 dygn. Avskiljningsförmågan totalt under perioden, knappt ett år, har varit 15% för totalfosfor enligt den första metoden beskriven ovan, och 21% enligt den andra metoden.



Figur 24: Avskiljningen av fosfor i Rimbodammen. Totalt avskilde dammen 15% av inkommande fosfor under det första året.

Variationen i hur mycket dammen i Rimbo, och även den i Lagga, fastlägger under olika perioder är mycket stor. Vid vissa tillfällen, av allt att döma när mängden partikulärt fosfor är stor, fastlägger dammen så mycket som 50% och vid ett tillfälle 70% av totalfosfor. Vid andra tillfällen kan dammen läcka fosfor. Vi har dock ännu inte analyserat data i detalj. Bland annat finns en tidsförskjutning som ännu inte tagits hänsyn till. Koncentrationen vid sidodammens utlopp har jämförts med en samtidig mätning i själva diket, men bör i själva verket jämföras med koncentrationen i diket 0,5-1,5 dygn tidigare (eftersom det tar en viss tid för vattnet att passera dammen och den tiden är beroende på hur stort flödet är). För närvarande har vi dock inte låtit utföra laboratorieanalyser för mätningar cirka ett dygn tidigare vid alla mättillfällen, utan kommer att komplettera med sådana analyser under vintern.

Slutligen bör det noteras att tillrinningsområdets storlek i Lagga och Rimbo bestämdes med tanke på att säkerställa vattenflöde under en tillräckligt stor del av året. Tillrinningsområdena är alltså större än vad som vore optimalt i ett operativt skede, och dammarnas kunde av praktiska skäl inte vara större än att de gav 1 respektive 1,5 dygns uppehållstid vid medelflöde, vilket alltså är mindre än vad som vore optimalt.

5.3 Kostnadseffektivitet

Med en beräknad uppehållstid på minst 40 minuter kan en behållare på 1500 liter ta medelflödet från 2 hektar åkermark. Räknat på vattenflödet i Lagga under det år som gått skulle behållaren då emellertid bara ha tagit 23% av vattnet från 2 ha, eftersom huvuddelen

av vattnet kom under två högflödesperioder, en i november-december och en i april, och då skulle ha runnit förbi filtret. Året har dock varit extremt, med en lång kall vinter utan vattenflöde och en torr sommar. Under ett normalår skulle minst en töperiod inträffat under vintern, liksom en nederbördsperiod under sommaren. Vattenflödet skulle alltså ha fördelats ut jämnare över året och därmed skulle filtret ha kunnat ta en större del av årsavrinningen. Vi uppskattar att ca 40% av årsavrinningen skulle kunna ledas genom filtret under ett normalår.

Detta är likväl en relativt liten del av årsavrinningen, och därmed understryks vikten av att filtret ligger i anslutning till en damm. Att dubblera filtrets storlek till 3000 liter medför att filtret skulle kunna ta emot ett flöde på två ggr medelflödet från 2 ha. Det innebär dock att filtret bara kan ta 10% mer av årsavrinningen eftersom resten av vattnet fortfarande kommer att rinna förbi vid högflöden. Därmed blir kostnaden för ett dubbelt så stort filter stor i förhållande till den extra mängd fosfor som avskiljs. Kostnaden ökar med ca 8000 kr första året och därefter ca 750 kr per år i filtermaterialkostnad, medan endast ytterligare ca 30-40 gram fosfor fastläggs om årsläckaget är 0,8 kg/ha. Det finns också en gräns för hur stor plastbehållaren kan vara eftersom byte av material kompliceras om behållaren är för tung. Behållare större än 3000 liter blir troligen för stora.

Det är alltså inte kostnadseffektivt att öka filtervolymen per hektar. Det är däremot mer kostnadseffektivt att öka filtervolymen för att kunna ta basflödet upp till medelflödet från fler hektar, om man samtidigt bygger en damm som gör att man kan leda vatten genom filtret under en större del av året.

Utökning av dammvolymen i anslutning till filtret är en kostnadseffektiv åtgärd eftersom det gör det möjligt att låta filtret arbeta under en större del av året samtidigt som dammen i sig avskiljer en del fosfor. Vattnet vid högflöden fångas upp i dammen och sparas för att rinna igenom filtret med 40-50 min uppehållstid under perioder när inget vatten annars skulle ha passerat filtret. Vi räknar på två stora flödestoppar och två mindre flödestoppar under ett normalår, det innebär att dammen skulle fyllas och långsamt tömmas genom filtret fyra gånger per år. Med 100 m³ dammvolym per hektar tillrinningsområde kan ytterligare 18% av årsavrinningen gå genom filtret (totalt ca 58%). Med 200 m³ respektive 500 m³ dammvolym per ha tillrinningsområde skulle ca 75% respektive 90% av årsavrinningen kunna ledas genom filtret. Ca 1000 m³ volym skulle krävas för att svälja allt vatten från ett hektar även under stora och långvariga flödestoppar att döma av flödesdata från Lagga. Vid dammstorlekar över 300 m³ minskar dock kostnadseffektiviteten eftersom man vinner relativt lite per ytterligare grävd m³ jord.

Enligt kostnadsförfrågningar ställda till tre grävfirmer i Stockholmsregionen grävs 25 m³ jord upp och läggs åt sidan per arbetstimme. För 200 m³ krävs alltså 8 timmar. Timpriset inklusive maskinkostnad ligger på 650 kr. Det är dock troligt att timpriset vid implementering i bred skala sjunker på grund av konkurrens. Vi räknar därför med ett timpris på 600 kr. Kostnaden blir 4800 kr, att slås ut på tjugo år. Förutom att mer vatten kan ledas genom filtret har dammen i sig en avskiljande effekt som med så stor volym (200 m³) torde ligga på ca 25%. Med 100 m³ damm per hektar beräknas dammen avskilja 15% fosfor.

Installation av spontfördämning och tre filterbrunnar samt rördragning från fördämningen till filterbrunnen tar två dagar för två personer, kostnad 12000 kr. Rör och spont kostar ca 2000 kr.

Vi räknar här på kostnadseffektiviteten för tre alternativ: 1) med 200 m³ damm per hektar tillrinningsområde. 2) med 100 m³ damm per hektar tillrinningsområde, och 3) utan damm. Vi räknar också med en klusterlösning där tre filterbrunnar med vardera 3000 liter storlek placeras efter varandra, varvid tillrinningsområdet är 12 hektar. Installationskostnaden slås ut

på tjugo år. Därutöver tillkommer den årliga kostnaden för byte av filtermaterial. Resultaten hittills tyder på att materialen håller längre än ett år. Eftersom avskiljningskapaciteten är 2-20 kg fosfor per ton material, och det här fastläggs ca 0,35 kg per ton och år om läckaget från åkermarken är 0,8 kg/ha (0,6-0,7 kg efter dammen), räknar vi med att materialen håller i minst två år. Detta kan vara lågt räknat. Filtermaterialens kostnad ligger för närvarande mellan 500 kr och 4000 kr per kubikmeter. Vi räknar med konkurrens inom området och har satt priset i denna beräkning till 1500 kr per kubikmeter, inkl. transport och arbetstid vid materialbyte.

Vi förutsätter att filtren installeras på högläckande åkermark, med i genomsnitt 0,8 kg fosforläckage per hektar och år. Lantbrukarna kommer kanske inte att vilja installera en fullstor damm på varje ställe, och terrängen kanske inte medger det, vilket är anledningen till att beräkna kostnadseffektiviteten även för anläggningar med en mindre damm eller ingen alls.

Tabell 3: Kostnader för installation och underhåll av filterbrunnar och dammar

	Tre filterbrunnar med 200 m ³ damm/ha, i detta fall 2400 m ³ .	Tre filterbrunnar med 100 m ³ damm/ha, i detta fall 1200 m ³	Tre filterbrunnar utan damm
Installation av filterbrunn spontfördämning och rördragning	12000	12000	12000
Installation av damm	57600	28800	0
Plastbehållare, 3 st	24000	24000	24000
Material; spont och rör	2000	2000	2000
Filtermaterial under 20 år, byte vartannat år inkl. transport och tid	135000	135000	135000
Totalkostnad per år, sedan installationskostnaderna slagits ut på 20 år	11530	10090	8650

Avskiljningsförmågan beräknas enligt följande:

Om dammen är 200 m³/ha stor fastläggs ca 25% P i dammen. Om läckaget är 0,8 kg/ha återstår då 0,6 kg. Med så stor damm kan 75% av avrinningsvattnet ledas genom filtret. Den mängden vatten för med sig 0,45 kg fosfor. Av dessa fastläggs 49% i filtret, det vill säga 0,22 kg. Total reningsförmåga i dammen och filtret blir då 52,5 % av årstransporten eller 0,42 kg/ha. De tre filterbrunnarna och dammen tar vatten från 12 hektar, och tar alltså upp totalt 5,0 kg fosfor per år.

Med 100 m³ damm per hektar fastläggs ca 15% i dammen. Återstår 0,68 kg P. 58% av årsavrinningen kan ledas genom filtret och för då med sig 0,39 kg fosfor. Av dessa fastläggs 49% i filtret, alltså 0,195 kg. Total reningsförmåga blir då 0,315 kg/ha, motsvarande 39 % av årstransporten. De tre filterbrunnarna och dammen tar vatten från 12 hektar, och tar alltså upp totalt 3,8 kg fosfor per år.

Utän damm uppskattas ca 40% av årsavrinningen kunna ledas genom filtret och för med sig 0,32 kg fosfor, av dessa renas 50%, alltså 0,16 kg per hektar. Med 12 hektar tillrinningområde tar filterbrunnarna upp totalt 1,9 kg fosfor per år.

Den beräknade kostnadseffektiviteten blir 2310 kr/kg och år med 200 m³ damm, 2660 kr/kg och år med 100 m³ damm, och 4550 kr/kg och år utan damm. Vi har förutsatt att dammen byggs genom att fördjupa och något utvidga diket, men utan att ta åkermark i anspråk.

Hänsyn har inte tagits till att även N till viss del fastläggs i dammarna, troligen 5-10 % för den större dammen. Om en del av kostnaden därvid fördelas till N, blir kostnaden per kg P lägre.

Avskiljning av 50 ton fosfor kostar med denna åtgärd samhället ca 120-130 milj kr per år.

I första hand bör högläckande områden bli föremål för åtgärder. Det finns relativt stora områden som beräknas läcka mer än 0,8 kg per hektar, och där skulle kostnadseffektiviteten bli än högre än i beräkningen ovan.

Tabell 4: Jämförelse med kostnadseffektiviteten hos några andra åtgärder

Åtgärd	Kostnad per kg P	Kostnad per kg N
Filterbrunn och 200 m ³ damm, vid ett P-läckage på 0,8 kg/ha	2310	
Filterbrunn utan damm, vid ett P-läckage på 0,8 kg/ha	4950	
Skyddszoner	5100-66000*	65-4600*
Våtmarker	2600-4600**	260-2260**
Fosfordammar	3300*	
Reducerad bearbetning, fånggröda, senarelagd bearbetning	18000*	100-300*
Enskilda avlopp, förbättrad teknik	4700-11800	

* Betydande osäkerhet

** Produktionsförlust (2000-4000 kr/ha) ej inkluderad. Grävd våtmark med en storlek av ca 1% av tillrinningsområdets storlek.

Beräkningarna av kostnadseffektivitet för andra åtgärder har hämtats från Wallenberg et al., 2008 (skyddszoner, kombination av reducerad bearbetning, fånggröda och senarelagd bearbetning), Elmquist et al., 2006 (enskilda avlopp), samt Ekstrand, 2010 (fosfordammar).

6 Slutsatser

De fyra olika materialen har alla avskilt fosfor trots den låga koncentration och de låga uppehållstider i filtren som förelegat i jämförelse med vatten från enskilda avlopp. Väringe har för att vara åkermarksvatten mycket höga koncentrationer, men de är likväl avsevärt lägre än koncentrationerna i vatten från enskilda avlopp. Materialens avskiljningsförmåga har legat mellan 33 och 49% totalt för de tre anläggningarna. Polonite har fungerat bäst med 49% avskiljning. Dammarna har avskilt fosfor med 3% respektive 15%.

Reningsgraden för filtermaterialen var överlag bäst i Rimbo, trots att den genomsnittliga ingångskoncentrationen och uppehållstiden där var lägre än på de två andra stationerna. Den genomsnittliga uppehållstiden har hittills varit 58 min. i Lagga, 48 min. i Rimbo och 95 min. i Väringe. Fördjupade analyser av jordarna på de olika lokalerna kommer att utföras under våren 2011, för att öka förståelsen för skillnaderna i avskiljningsförmåga mellan platserna.

Upphållstid i filtren och ingångskoncentration förklarar en del av de stora variationer i avskiljningsförmåga som observerats över tid, men andra faktorer som tidpunkt för gödsling, temperatur, skörd och brukning, ändrade flödesvägar i filtren m.fl. har troligen också haft en avsevärd påverkan.

Vattnets uppehållstid i filtret bör enligt resultaten vara minst 40 minuter. Det innebär att ett filter av den storlek som utvärderats här kan klara medelvattenflödet, 0,07 l/s, från ett hektar. För att ge god kostnadseffektivitet bör filtren vara så stora som möjligt, men de ska samtidigt kunna bytas med maskiner som inte är tyngre än att de kan köras ut på åkermark. Förslagsvis bör storleken ligga på 1500-3000 liter.

Att ett filter på 800 liter tar medelflödet från ett hektar innebär också att man troligen inte kan leda mer än ca 40% av årsflödet genom filtret. Under de stora vår- och hösttopparna är flödet mångdubbelt större än medelflödet och en stor del av vattnet kommer att rinna förbi filtret. Behovet av dammar för att fånga upp vattnet och sedan långsamt låta det rinna genom filtret accentueras därför. Dammarna behöver också vara något större än vi tidigare trott. För att fånga upp 60-85% av årsflödet bör dammstorleken vara 100-200 m³ per hektar tillrinningsområde.

Det utgående vatten som lämnar filterbrunnarna har ett högt pH-värde. En begränsad studie genomförd i förstudien till detta projekt visar dock att 100 m nedströms en filterbrunn har pH-toppar på 9-9,5 observerade i diket vid utloppsöret klingat av till ca 8. Tidigare studier av pH-effekter på biota i mindre vattendrag visar att de negativa konsekvenser vid pH- 8-8,5 är marginella. Mätningar måste dock genomföras vid fler tillfällen och på fler platser för att ge en fullständig bild av hur snabbt pH klingar av nedströms filterbrunnarna. Sådana studier genomförs under våren 2011. Brunnarna bör heller inte placeras nära naturliga vattendrag om där finns skyddsvärda biotoper med arter som trivs bäst vid låga pH, t.ex. mossor. Efter lång tids försurning är dock problemet på de flesta platser det motsatta, det vill säga att kärleväxter som trivs bäst vid medelhögt pH har trängts undan. Där kan en liten förhöjning av pH i naturliga vattendrag nedströms anläggningarna snarare vara positiv, genom att den bidrar till återställning av den naturliga artsammansättningen.

Dikesdammarna har en tredubbel funktion. En del av den partikelbundna fosfor sedimenterar i dammen. Vatten under högflöden fångas upp och kan ledas genom filtret i lagom takt. Dessutom förhindras erosion i diket. Denna sistnämnda effekt syns inte i de resultat som presenteras här. Tidigare forskning visar att de höga P-halterna vid högflöden till stor del beror på att sediment som lagras i diket botten och på sidorna vid låg- och

medelflöden eroderas vid flödestoppar och då följer med ut. Det innebär att koncentrationerna i diken vid våra anläggningar troligen skulle varit högre om det inte funnits dämmen där. Den troliga effekten, en sänkt inkommande koncentration vid högflöden, har vi för avsikt att studera i slutet av fas I och i fas II, genom analys av koncentrationerna i närliggande diken av samma karaktär som det dike där dammarna och filterbrunnarna ligger.

Kostnadseffektiviteten för filterbrunnar med damm ligger på 2300-2700 kr per kg fosfor, och då har ingen hänsyn tagits till att dammarna även avskiljer kväve. Läggs en del av dammkostnaden på kväve kommer kostnadseffektiviteten för fosfor att sjunka till under 2000 kr per kg fosfor. Detta är avsevärt lägre än alla andra åtgärder aktuella för jordbruket.

För filterbrunnar utan damm är kostnadseffektiviteten ca 4500 kr per kg fosfor. I jämförelse med det kan konstruerade våtmarker och fosfordamm i vissa fall vara mer kostnadseffektiva. För områden med riktigt högt läckage, till exempel i Svärtaåns och Kilaåns avrinningsområden där läckaget ligger på 1,1-1,2 kg per hektar, blir kostnadseffektiviteten dock ca 3000 kr per kg fosfor även utan damm, vilket är konkurrenskraftigt. Med damm i sådana områden, och med en del av kostnaden lagd på kväve som också avskiljs i dammen, ligger kostnadseffektiviteten på ca 1500 kr per kg fosfor.

7 Referenslista

- Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., Whiteley, H. R., Lalonde, M.N., Kaushik, K. 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *J. Env. Qual.* 32:613-619.
- Adam, K., Krogstad, T., Suliman, F. R. D., Jenssen, P. D., 2005. Phosphorus sorption by filterlite-P – small scale box experiment. *Journal of Environmental Science and Health Part A – Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 40 (6-7):1239-1250.
- Agyei, N. M., Strydom, C. A., Potgieter, J. H., 2002. The removal of phosphate ions from aqueous solution by fly as, slag, ordinary Portland cement and related blends. *Cement and Concrete Research* 3:1889-1897
- Ahlgren J., 2006. Organic Phosphorus Compounds in Aquatic Sediments : \$b Analysis, Abundance and Effects. Acta Universitatis Upsaliensis. Doctoral thesis.
- Bergquist, B. 2008. Sammanställning av kalkningsuppgifter för IKEU-sjöar och vattendrag. Fiskeriverket, Rapport – Specialprojekt S4-07 inom IKEU-projektet 2007, NV Dnr 235-30057-07-N1.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I, Ulén, B., 2007. Fosfor från jordbruksmark till vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. SLU, Rapport MAT 21 nr 2/2007, 61 p
- Boström B., Jansson M. & Forsberg C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Erg. Limnol.* 18, 5-59.
- Braskerud, B. C., Tonderski, K. S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A-G. B., Ulén, B., and Koskiaho, J., 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions. *J. Environ. Qual.* 34:2145-2155.
- Bush, A., M., 2001. An investigation into the use of iron ore sludge to remove phosphorus in the River Leet, in an attempt to reduce eutrophic conditions. MSc thesis, University of Edinburgh.

- Cucarella Cabañas V. (2009) *Recycling filter substrates used for phosphorus removal from wastewater as soil amendments*. Diss. Stockholm: KTH.
- Cyrus, J. A., and Reddy, G. B., 2010. Sorption and desorption of phosphorus by shale: batch and column studies. *Water Sci. Technol.* 63(3):599-606.
- Dayton, E. A., Basta, N. T., 2005. Use of drinking water treatment residuals as a potential best management practice to reduce phosphorus risk index scores. *J. Environ. Qual.* 34:2112-2117.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H., Lee, D., Mostaghimi, S., and Shanholtz, V. O., 1988. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *J. Water Pollut. Control Fed.* 60:1231-1238.
- Djordjic, F., Bergström, L., Ulén, B., 2002. Phosphorus losses from a structured clay soil in relation to tillage practices. *Soil use and Management* 18, 79-83.
- Djordjic, F., Bergström, L., 2005a. Phosphorus losses from arable fields in Sweden – effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 102, 103-117.
- Djordjic, F., Bergström, L., 2005b. Conditional Phosphorus Index as an educational tool for risk assessment and phosphorus management. *Ambio* 34, 296-300.
- Djordjic, F., Börling, K., Bergström, L., 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 33, 678-684.
- Dou, Z., Zhang, G. Y., Stout, W. L., Toth, J. D., Ferguson, J.D., 2003. Efficacy of alum and coal combustion by-products in stabilizing mobile phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 32, 1490-1497.
- Drizo, A., Cummings, J., Weber, D., Twohig, E., Druschel, G., Bourke, B., 2008. New evidence for rejuvenation of phosphorus retention capacity in EAF steel slag. *Environ. Sci. Technol.* 42:6191-6197.
- Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., and Chapuis, R., 2002. Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. *Environmental Science & Technology*, 36(21): 4642-4648.
- Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J., Smith, K. A., 1999. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research* 33 (17):3595-3602.
- Ekstrand, S., 2010: Underlag för Vattenplanen - Åtgärder för att minska kväve- och fosforutsläpp i Västerås kommun. IVL-rapport U-3010. 20 s.
- Ekstrand, S., Wallenberg, P., Djordjic, F., 2010. Physically based modelling of Phosphorus losses from arable land. *Ambio* Vol 39:(2)100
- Elmquist, H., Bergéus, Å., Nestor, M. 2006. Enskilda avlopp, en allmän angelägenhet, som kan ge nya inkomstmöjligheter för lantbrukare. LRF, 2006
- Engblom, E. och Lingdell, P.E. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket, Rapport 1994.
- Forbes, M. G., Dickson, K. R., Golden, T.D., Hudak, P., Doyle, R.D., 2004. Dissolved phosphorus retention of light-weight expanded shale and masonry sand used in subsurface flow treatment wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 38(3)892-8.

- Gustafsson, J. P., Renman, A., Renman, G., Poll, K., 2007. Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. *Water Research* 42:189-197.
- Hedström A., 2006. Reactive filter systems for small scale wastewater treatment – a literature review. *Vatten* 62:253-263.
- Hauge, A., 2008. New methods for phosphorus retention in agricultural systems in Norway – Preliminary results. Proceedings NJF-seminar 401, www.njf.nu.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Bruun-Hansen, H. C., and Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38:1942-1955.
- Hoffman M. 1999. *Assessment of Leaching Loss Estimates and Gross Load of Nitrogen from Arable land in Sweden*. Doctoral Thesis Agria 168, Swedish University of Agriculture.
- Hörnström E., Harbom, A., Edberg, F., and Andren, C. 1995. The influence of pH on aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M-griffithii*. *Water Air and Soil Pollution* 85: 817-822.
- Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H., och Leonardson, L., 1994. Wetlands and lakes as Nitrogen traps. *Ambio* Vol 23:320-325.
- Kvarnström, M.E., Morel, A.L., Krogstad, T., 2004. *Plant availability of phosphorus in filter substrates derived from small scale wastewater treatment systems*. *Ecol. Eng.* 22, 1-15.
- Laubel, A. R., Kronvang, B., Larsen, S. E., Pedersen, M. L., Svendsen, L. M., 2000. Bank erosion as a source of sediment and phosphorus delivery to small Danish streams. The role of erosion and sediment transport in nutrient and contaminant transfer (Proceedings of a symposium held at Waterloo, Canada, July 2000). IAHS Publ. no. 263, 2000, pp. 75-82.
- Leader, J. W., Dunne, E. J., and Reddy, K. R., Phosphorus sorbing materials: Sorption Dynamics and Physicochemical characteristics. *J. Environ. Qual.* 37:174-181.
- Lemunyon, L. E., and Gilbert, R. G. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6, 483-496.
- Leonardson, Lars (1994). Våtmarker som kvävefällor: Svenska och internationella erfarenheter (Wetlands as nitrogen sinks: Swedish and international experiences. Swedish Environmental Protection Agency, report 4176.
- Lijklema, L., 1994. Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia* 275/276: 335–348.
- Lingdell, P.E. och Engblom, E. 2002. Bottendjur som indikator på kalkningseffekter. Naturvårdsverket, Rapport 5235.
- Löfgren, S., Gustafson, A., Steineck, S., Stålnacke, P., 1999. Agricultural development and nutrient flows in the Baltic states and Sweden after 1988. *Ambio* 28, 320-327.
- Malmaeus J.M. and Håkanson L., 2004. Development of a Lake Eutrophication model. *Ecol. Model.* 171, 35-63.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Bourke, B., and Hopkins, K., 2005. Treatment of drainage water with industrial-products to prevent phosphorus loss from tile-drained land receiving effluent. In: New Zealand Land Treatment Collective Conference: Land treatment of wastewater and stormwater in urban catchments. pp. 218-224.

- Moss, B. 1972. The influence of experimental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. I. Introduction and the influence of calcium concentrations. *Journal of Ecology* 60:917-932.
- Murray, C. A., and C. D. Ziebell (1984) Acclimation of rainbow trout to high pH to prevent stocking mortality in summer. *Prog. Fish Cult.*, 46: 176-179.
- Naturvårdsverket, 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag, handbok 2002:1. 96 pp.
- Penn, C. J., and Bryant, R. B., 2006. Application of phosphorus sorbing materials to streamside cattle loafing areas. *Journal of Soil and Water Conservation* 61(5):303-310.
- Persson, G., 2001. Phosphorus in Tributaries to Lake Mälaren, Sweden: Analytical Fractions, Anthropogenic Contribution and Bioavailability. *Ambio*: Vol. 30:486-495.
- Persson, G., Wilander, A., Willén, E. och Wällstedt, T. 2007. Överdoser av kalk; underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Rapport 2007:3.
- Persson, P., Axelsson, L., Ståhl-Delbanco, A., 2005. Reningseffekt och kostnadseffektivitet i Nordvästskånska våtmarksanläggningar (purification effect and cost-efficiency in northwest Scania constructed wetlands – In Swedish). Helsingborg City, Department of Environment S-251-89 Helsingborg. 28 p
- Petersen, C. T., Hansen, S., and Jensen, H. E. 1997. Tillage-induced horizontal periodicity of preferential flow in the root zone. *Soil Science Society of America Journal* 61, 586-594.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Zollweg, J. A., 1997. Hydrologic and chemical controls of phosphorus loss from catchments. In *Phosphorus Loss to Water from Agriculture*. Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P. C., and Johnston, A. E. (eds). CAB International Press, Cambridge, pp. 225-242.
- Poll, K., 2005. Ammonium och fosfor i avloppsvatten – avskiljning med reaktiva filtermaterial. Examensarbete, Institutionen för Markvetenskap, SLU. 38 s.
- Reitzel K., Hansen J., Andersen F.Ø., Hansen K.S. & Jensen H.S., 2005. Lake restoration by dosing aluminium relative to mobile phosphorus in the sediment. *Environ. Sci. Tech.* 39, 4134-4140.
- Renman, A., 2008. On-site wastewater treatment – Polonite and other filter materials for removal of metals, Nitrogen and Phosphorus. Ph.D. thesis, KTH – Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Roslund, M., och Ekstrand, S., 2008. Dikesdammar för reduktion av fosfor från jordbruksmark – Kartläggning av förekomst och karaktär med flygbilder. IVL-rapport U2349.
- Sawhney, B. L., and Hill, D. E., 1975. *Journal of Environmental Quality* 4(3), 342-346.
- Scott, D. M., Wilson, R. W. 2007. Three species of fishes from an eutrophic, seasonally alkaline lake are not more tolerant to acute exposure to high pH in the laboratory. *Journal of Fish Biology* 70:551-566.
- Sjöstedt, C. & Wällstedt, T. (2008) Metallspeciering i överkalkade sjöar. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet.
- Sharpley, A. N., Chapra, S. C., Wedepohl, R. Sims, J. T., Daniel, T. C., Reddy, K. R., 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23, 437-451.

- Sharpley, A. N., and Kleinman, P. K., 2003. Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality* 32:2172-2179.
- Stark, T., 2004. Reactive filter materials for removal of phosphorus in small scale wastewater treatment plants. Examensarbete, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala Universitet.
- Ståhl-Delbanco, A., Persson, P., 2005. Djup- och flödesberoende närsaltsretention, en förstudie av Långeberga försöksdammar. (Depth and flow-dependent nutrient retention - a prefeasibility study of Långeberga experimental dams – In Swedish). Helsingborg City, Department of Environment S-251-89 Helsingborg. 31 p.
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C., Laznik, M., and Kokorite, I., 2003. Trends in nutrient concentrations in Latvian river and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology* 283, 184-205.
- Suliman, F. R. D., 2006. Influence of hydraulic conditions on purification processes in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. Department of mathematical sciences and technology 2006:7, Norwegian University of environmental and biological sciences, Ås.
- Suliman, F., Futsaether, C., Oxaal, U., Haugen, L., & Jenssen, P. (2006). Effect of the inlet-outlet positions on the hydraulic performance of horizontal subsurface-flow wetlands constructed with heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 87(1-2), 22-36.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H., 2002. Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. (Construction and use of valuable wetlands – In Swedish). VASTRA-report 3.
- Wallenberg, P., and Ekstrand, S., 2007. Samråd Västerås – information från lantbrukare som bas för modellering av åtgärdseffekter. IVL-rapport B-1763, 22 s.
- Wallenberg P., Tony Persson, Mohammed Belhaj, Mikael Olshammar, Mats Ek, 2008. Uppföljning förstudie åtgärdskostnad för Vattenmyndigheten. IVL-rapport U-2321. 58 s
- Wesström, I. 2002. Reglerad dränering. Fakta Jordbruk. Nr 13. SLU
- Wilkie, M.P., Simmons, H. E., Wood, C. M. 1996. Physiological adaptations of rainbow trout to chronically elevated water pH (pH = 9.5). *The journal of experimental zoology* 274:1-14.