

# Fosforavskiljning i enskilt avloppsvatten



Helena Wallenberg

---

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik, LTH  
Kandidatarbete 2014



# Fosforavskiljning i enskilt avloppsvatten

av

Helena Wallenberg

Kandidatuppsats: 2014-2

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

Institutionen för kemiteknik

Lunds universitet

Augusti 2014

Handledare: **Professor Jes la Cour Jansen**

Examinator: **Åsa Davidsson**

Bild på framsidan: Rotzonsanläggningen i Alnarp. Foto med tillstånd av Clara Hermansson

**Postadress**

P.O. Box 124  
SE-221 00 Lund, Sweden

**Hemsida**

[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)

**Besöksadress**

Getingevägen 60

**Telefon**

+46 46-222 82 85

+46 46-222 00 00

**Telefax**

+46 46-222 45 26



# Abstract

Today there are approximately 750 000 small on-site treatment plants in Sweden for household wastewater of which the majority constitutes of soil based treatment systems.

This report is a literature study with focus on constructed wetlands and the main factors affecting phosphorus removal from wastewater. The report also includes an overview of a pilot-scale root-zone system in Alnarp, southern Sweden and how it can be developed for better results.

The structure and chemical properties of the wetland substrate together with the physical design of the wetland seem to be the major factors determining the phosphorus removal. Other factors affecting the phosphorus retention is vegetation, retention time and temperature, although these factors seem to be of less importance.

***Key words: phosphorus removal, constructed wetland, substrate, small scale treatment, wastewater***



# Sammanfattning

Det finns idag omkring 750 000 enskilda avlopp i Sverige som bidrar med utsläpp av fosfor till vatten. Betydande utsläpp av fosfor till sjöar, vattendrag och hav leder till övergödning och redan på tidigt 1900-tal uppmärksammades problem med övergödda sjöar runt om i Sverige. Omkring 1970 hade de flesta reningsverk infört reningssteg för fosforreduktion och satsningar gjordes samtidigt på rening av enskilt avloppsvatten. Idag bygger fosforreningen i de större reningsverken framför allt på kemisk rening medan merparten av de enskilda avloppssystemen är markbaserade med en kombination av fysikalisk, kemisk och biologisk rening. Fosforreduktionen i markbaserade avloppssystem är dock begränsad och påverkas mycket av bland annat pH-värde, geologi, temperatur, skötsel och ålder. Som ett alternativ till markbaserade reningssystem finns det idag en mängd olika produkter på marknaden som erbjuder lätt-skötta, småskaliga lösningar för kemisk och biologisk rening.

Alnarp Cleanwater Technology AB i södra Skåne erbjuder en kretsloppslösning för rening av BDT-vatten från hushåll. Visningsanläggningen i Lomma har varit i drift i snart 15 år och visat på goda resultat för vattenrening och fosforreduktion. Anläggningen består av tre steg med fokus på slamavskiljning samt kväve- respektive fosforreduktion. Idag utgörs fosforreningen av ett kalkrikt fosforfilter från företaget Biotech, vilket reducerar fosfor med upp till 90 %. Systemet är i princip underhållsfritt, men fosforfilter blir mättade med tiden och måste bytas ut med 1-3 års mellanrum. Därför undersöker företaget möjligheterna att byta ut fosforfiltret mot en mer långsiktig lösning.

Under våren 2014 konstruerades en rotzonsbaserad pilotanläggning för rening av fosfor som är en typ av tätad markbaserad anläggning där vattnet rinner horisontellt. Resultaten från anläggningen visade på godkänd reduktion av fosfor men misstankar finns om att reduktionen kommer att minska med tiden och att bottensubstratet kommer att behöva bytas ut regelbundet.

Syftet med den här rapporten är att genom en litteraturstudie undersöka hur olika faktorer påverkar reduktionen av fosfor i en anlagd våtmark, en form av markbaserad anläggning, samt hur våtmarken bör utformas för att maximera denna reduktion.

I rapporten beskrivs inledningsvis de olika alternativ som finns för rening av enskilt avloppsvatten och vad som inkluderas i begreppet enskilt avlopp. Vidare ges en utökad beskrivning av de mekanismer som sker i kemisk, biologisk och fysikalisk rening samt vilka faktorer som påverkar fosforavskiljningen i anlagda våtmarker. Slutligen ges rekommendationer om vidare studier och forskning samt förslag på förbättringar för pilotanläggningen i Alnarp.





# Innehållsförteckning

|     |                                            |    |
|-----|--------------------------------------------|----|
| 1   | Inledning.....                             | 1  |
| 1.1 | Syfte.....                                 | 1  |
| 1.2 | Utförande.....                             | 1  |
| 1.3 | Avgränsningar.....                         | 2  |
| 2   | Material och metod.....                    | 3  |
| 2.1 | Datainsamling.....                         | 3  |
| 2.2 | Dataanalys.....                            | 3  |
| 3   | Resultat.....                              | 5  |
| 3.1 | Enskilt avlopp.....                        | 5  |
| 3.2 | Lagar och regler.....                      | 6  |
| 3.3 | Fosforreduktion.....                       | 6  |
| 3.4 | Småskaliga reningssystem.....              | 9  |
| 3.5 | Fosforreduktion i anlagda våtmarker.....   | 13 |
| 3.6 | Beräkningsmetoder för fosforreduktion..... | 20 |
| 4   | Alnarp Cleanwater Technology AB.....       | 21 |
| 5   | Diskussion.....                            | 23 |
| 5.1 | Design.....                                | 23 |
| 5.2 | Substrat.....                              | 23 |
| 5.3 | Växtlighet.....                            | 24 |
| 5.4 | Anläggningen i Alnarp.....                 | 24 |
| 5.5 | Källkritik.....                            | 24 |
| 6   | Slutsatser.....                            | 25 |
| 7   | Förslag till framtida studier.....         | 27 |
| 8   | Referenser.....                            | 29 |



# 1 Inledning

I Sverige fanns år 2009 omkring 750 000 enskilda avlopp vilka står för ett bruttoutsläpp av fosfor lika stort som det totala fosforutsläppet från kommunala avloppsreningsverk. Utsläpp av fosfor till sjöar, vattendrag och hav leder till övergödning och redan på tidigt 1900-tal uppmärksammandes problem med övergödda sjöar runt om i Sverige. Omkring 1970 hade de flesta reningsverk infört reningssteg för fosforreduktion och satsningar gjordes samtidigt på rening av enskilt avloppsvatten. Idag har problemen med övergödning minskat, men mängderna fosfor som når havet är fortfarande alltför stora.

I tidigare lagstiftning omfattade begreppet små avlopp, avloppssystem med avloppsvatten från maximalt 5 hushåll, med högst 5 person vardera. Idag har definitionen utökats till att täcka upp till 200 personer.

Ansvaret för avloppshanteringen inom de kommunala ansvarsområdena är uppdelat på flera olika myndigheter medan det i områden utanför de kommunala verksamhetsområdena är den enskilde fastighetsägaren som ansvarar för hanteringen (Palm *et al.*, 2012). Rekommendationer för gränsvärden återfinns i Naturvårdsverkets författningssamling med allmänna råd (NFS 2006:7) och för enskilda avlopp med upp till 25 personer ligger det huvudsakliga ansvaret främst på Naturvårdsverket. Studier visar dock att kopplingen är dålig mellan det allmänna rådet NFS 2006:7 och de tillämpningar av lagstiftningen som görs inom kommuner och län. Detta anses vara en konsekvens av bristfälliga direktiv från Naturvårdsverket, Boverket och Hav- och Vattenmyndigheten och det finns således ett behov av en helhetssyn (Palm *et al.*, 2012).

I de anvisningar som återfinns i Naturvårdsverkets författningssamling med allmänna råd (NFS 2006:7) finns rekommendationer för gränsvärden för fosforutsläpp. För normal skyddsnivå bör reduktionen av total mängd fosfor vara minst 70 % medan den för hög skyddsnivå bör vara minst 90 % (NFS 2006:7).

År 2009 hade 400 000 av de 750 000 enskilda avloppssystemen fler reningssteg än slamavskiljning. Merparten av dem var då kopplade till markbaserade reningssystem. Att markbaserade reningssystem dominerar beror på att man vid de satsningar som gjordes på 70- och 80-talet ansåg markbaserade lösningar som effektiva och robusta (Ridderstolpe 2009).

## 1.1 Syfte

Syftet med kandidatarbetet var att redogöra för de olika faktorer som påverkar fosforreduktionen i en anlagd våtmark samt att ge förslag på förbättringar för den pilotanläggning som konstruerats hos Alnarp Cleanwater Technology AB.

## 1.2 Utförande

Rapporten är baserad på en litteraturstudie i vilken vetenskapliga artiklar inom det aktuella området har studerats.

Inledningsvis ges en redogörelse av de olika alternativ som idag är rekommenderade för rening av avloppsvatten från enskilda hushåll. Därefter fokuserar rapporten huvudsakligen på de faktorer som kan påverka fosforavskiljning i konstruerade våtmarker samt vilken typ av våt-

mark som är att rekommendera. Slutligen görs en utvärdering av den anläggning som konstruerats i Alnarp.

### **1.3 Avgränsningar**

Rapporten fokuserar endast på fosforreduktion i småskaliga avloppsreningssystem och tar inte hänsyn till reduktion av kväve eller biologiskt nedbrytbart material.

## 2 Material och metod

Kandidatuppsatsen utgörs av en litteraturstudie. Nedan presenteras de metoder som använts för insamling av data samt hur inhämtad data har analyserats.

### 2.1 Datainsamling

Datainsamling har till största del gjorts via LUB-search, men även från Naturvårdsverket, Avloppsguiden samt Havs- och Vattenmyndigheten. Detta på grund av att Naturvårdsverket tidigare haft ansvar för frågor gällande enskilt avlopp, vilka nu tagits över av den relativt nya Havs- och vattenmyndigheten. Avloppsguiden är en informationssida om avloppsteknik som rekommenderas av Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten. De sökord som främst använts är; *phosphorus removal, constructed wetland, substrate, small scale treatment, wastewater*.

Informationssökning har även gjorts via Google Scholar för att få fram artiklar kopplade till sökorden. De träffar som erhållits har sedan letats upp med hjälp av LUB-search för att säkerställa deras kvalitet.

Information om den pilotanläggning som har konstruerats i Alnarp har inhämtats från Clara Hermansson. Resultaten från pilotanläggningen har jämförts med erhållna resultat från litteraturstudien.

### 2.2 Dataanalys

Vid datainsamlingen användes endast artiklar vilka har blivit granskade enligt ”peer review”. ”Peer review” innebär att de vetenskapliga artiklar som publiceras har blivit kvalitetsgranskade av de vetenskapliga tidskrifter som publicerat dem.



## 3 Resultat

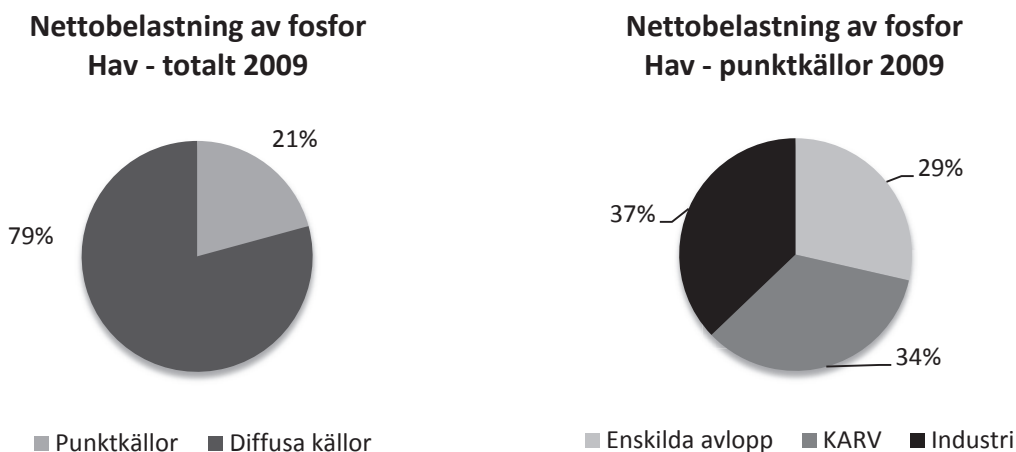
Nedan redovisas en sammanställning av de lagar och regler som gäller för enskilda avlopp samt en förklaring av begreppet enskilt avlopp. I litteratursammanställningen presenteras även information om de mekanismer som reglerar fosforreduktionen samt olika varianter på reningssystem för enskilt avlopp. Huvuddelen av kapitlet fokuserar på anlagda våtmarker och hur de kan konstrueras för en god fosforreduktion.

### 3.1 Enskilt avlopp

Enligt Naturvårdsverkets handbok för små avloppsanläggningar saknas en gällande definition för enskilda eller små avlopp men anläggningar bör innefatta hela systemet efter WC och fram till mark eller reningsverk. Det gemensamma för de små avloppsreningsanläggningarna är att de för det mesta handläggs av kommunernas miljönämnder och att de avser rening för ett eller ett fåtal hushåll. Anläggningar för upp till 25 personer har tillståndsplikt och omfattas hos Naturvårdsverket av de allmänna råd som utgivits. Riktlinjerna är dock olika för olika typer av verksamheter och kommunerna förväntas kunna tillhandahålla en mer detaljerad beskrivning (Naturvårdsverket, 2008).

År 2005 fanns det enligt fastighetstaxeringen 750 000 fastigheter i Sverige som inte var anslutna till kommunalt avloppsnät, varav vilka 60 % var permanentboenden som svarade för större delen av utsläppen (Naturvårdsverket, 2004).

I rapport 56 från Svenska MiljöEmissionsData ges en redovisning av fosforutsläppen till havsbassänger under 2009 från diffusa källor samt punktkällor. Diffusa källor inkluderar utsläpp från jordbruk, hyggen, myrmarker, fjäll, dagvatten samt deposition på vatten medan punktkällor inkluderar utsläpp från industri, kommunala avloppsreningsverk (KARV) samt enskilda avlopp. Uppgifterna från rapporten har sammanställts i figurerna nedan och visar att nettoutsläppet av fosfor från enskilda avlopp endast var något lägre än nettoutsläppet av fosfor från KARV under 2009 (Ejhed *et al.*, 2011).



Figur 3.1 visar nettobelastningen av fosfor på havet år 2009 från diffusa-och punktkällor (Ejhed *et al.*, 2011), där KARV står för kommunala avloppsreningsverk.

För att minska utsläppen av fosfor från enskilda avlopp behöver befintliga avloppssystem uppgraderas. Idag görs detta med en takt av 1-2 % per år, vilket innebär att det skulle ta 70 år att uppgradera alla befintliga system. Havs- och Vattenmyndigheten har som mål att öka takten till 5 % per år genom att skapa ett tydligare och mer rättssäkert regelverk för tillsyn och prövning (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013).

### 3.2 Lagar och regler

I de anvisningar som återfinns i Naturvårdsverkets författningssamling med allmänna råd (NFS 2006:7) finns rekommendationer för gränsvärden för fosforutsläpp för enskilda avlopp. För normal skyddsnivå bör reduktionen av total mängd fosfor vara minst 70 % medan den för hög skyddsnivå bör vara minst 90 % (NFS 2006:7).

Idag är ansvaret för avloppshantering inom de kommunala verksamhetsområdena uppdelat och bärs av flertalet myndigheter. I områden utanför de kommunala verksamhetsområdena ansvarar däremot den enskilde fastighetsägaren (Palm *et al.*, 2012). Lagstiftningen för enskilda avlopp är uppdelad över flera olika paragrafer i regelverket och det finns ett behov av tydligare regler och hänvisningar mellan de befintliga bestämmelserna (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013). Enligt en studie utförd av Naturvårdsverket tillämpas det allmänna rådet NFS 2006:7 och den gällande lagstiftningen på avsevärt olika sätt inom olika kommuner och län, vilket resulterar i en splittrad syn på hur prövning och beslut bör ske. Detta är en konsekvens av bristfälliga direktiv från Naturvårdsverket, Boverket och Havs- och Vattenmyndigheten och det finns således ett behov av en helhetssyn (Palm *et al.*, 2012).

### 3.3 Fosforreduktion

Fosforreduktion kan ske genom tre olika mekanismer; fysikalisk, kemisk eller biologisk rening. Nedan ges en redogörelse för de olika mekanismerna, vilka formler som kan användas vid beräkning av fosforreduktionen samt hur kemin bakom fosforreduktionen kan se ut. Inledningsvis ges även information om olika former av fosfor samt de avskiljningsprocesser som sker vid fosforreduktion.

#### 3.3.1 Fosforföreningar

Fosfor i förening med främst syre bildar fosfater, vilka är livsviktiga för alla levande organismer. I människokroppen används fosfater bland annat vid uppbyggnad av DNA och i växter är de nödvändiga vid fotosyntesen. Fosfater utvinns ur fosformineral och stora fyndigheter finns i Ryska federationen, Afrika och Nordamerika. Största delen av det mineral som bryts används för utvinning av fosfater och fosforsyra för gödsling inom jordbruket. Fosfater förs sedan vidare till människor och djur genom födan och avges via urin och fekalier. Bristfällig rening av avloppsvatten medför att höga halter av fosfater når hav och sjöar, vilket kan leda till övergödning (Elding *et al.*, 2014).

I våtmarker förekommer fosfor i flera olika former, såsom organisk, oorganisk samt partikulär fosfor. Ortofosfat är ett annat begrepp för oorganisk fosfor eller direkt reaktiv fosfor och har den kemiska formeln  $PO_4^{3-}$ . Ortofosfat utvinns ur mineral och frigörs genom vittring av bland annat kalciumfosfater samt vid nedbrytning av organiskt material. I många studier används endast namnet fosfat för ortofosfat (Persson, 1998). Totalfosfor är ett begrepp för summan av mängden fosfat och mängden organiskt bunden fosfor. Växter kan ta upp fosfat medan den organiska fosfor är bunden till organiskt material och därigenom otillgänglig för växter



(Holgers, 2013). I de studier som behandlats utvärderas ofta fosforreduktionen i form av reduktion av totalfosfor.

### 3.3.2 Sorption som reningsmekanism

Fosforreduktionen i en våtmark sker bland annat genom sorption av fosfor till bäddmaterial och växter. Sorption av fosfor till substrat sker genom adsorption eller absorption. Den sorption som sker till jordpartiklar i en våtmark ger en initial fosforavskiljning, men avtar i takt med att partiklarna blir mättade. Sorption är dessutom en delvis reversibel process vilket innebär att delar av den fosfor som sorberas till bäddmaterialet återgår till vattenfasen (Kadlec och Wallace, 2008).

Adsorption sker då ett fast ämne (adsorbent), med hjälp av de attraktionskrafter som finns på dess yta, binder eller upptar ett ämne från en gas eller vätska. Adsorption kan förekomma som fysikalisk adsorption, då bindningarna mellan molekylerna från de olika skikten är svaga och det adsorberade skiktet är lätt att avskilja och som kemisk adsorption, vilken innebär att kemiska bindningar skapas under bildandet av monomolekyler. Kemisk adsorption är mycket svårare att bryta än fysikalisk adsorption. Både kemisk och fysikalisk adsorption minskar med ökad temperatur. Sambandet mellan ämnets koncentration ovanför den fasta ytan och adsorberad mängd av ämnet, vid konstant temperatur, kallas adsorptionsisoterm (Johnsson, 2014).

Absorption sker då ett ämne tas upp av och tränger in i ett annat ämne och fördelar sina molekyler jämnt inuti detta. Absorption sker bland annat då växter tar upp näringsämnen från jorden (Kubista & Stensson, 2014).

### 3.3.3 Beräkningsformler

Vid beräkning av adsorptionsförmågan hos olika substrat används ofta Langmuirs ekvation eller Freundlichs ekvation. Nedan beskrivs ekvationerna mer ingående.

#### *Langmuirs ekvation*

Langmuirs ekvation som visar sambandet mellan adsorption av molekyler av ett ämne till en fast yta och koncentrationen eller gastrycket av samma ämne ovanför den fasta ytan, vid en bestämd temperatur och vid adsorption i ett lager. Ekvationen förutsätter att det finns ett visst antal adsorptionsställen, att en partikels förmåga att binda till ett adsorptionsställe är oberoende av om intilliggande ställen är upptagna eller inte samt att hastigheten för adsorption till ytan är densamma som hastigheten för desorption från ytan (Nationalencyklopedin, 2014). Ekvationen kan uttryckas enligt följande;

$$\theta = \frac{\alpha \cdot P}{1 + \alpha \cdot P}$$

där  $\theta$  är den andel av ytan på vilken adsorption sker,  $P$  är koncentrationen eller gastrycket hos mediet ovanför ytan och  $\alpha$  är Langmuirs adsorptionskonstant.  $\alpha$  ökar med ökad bindningsenergi och minskar med ökad temperatur (Ederth, 2012).

Adsorptionen ökar med koncentrationen av det adsorberade ämnet ovanför den fasta ytan och når till slut ett konstant värde då ytan är mättad (Johnsson, 2014).

#### *Freundlichs ekvation*

Freundlichs ekvation är en adsorptionsisoterm. Isotermen är en kurva som visar sambandet mellan koncentrationen av ett löst ämne på ytan av en adsorbent och koncentrationen av det

lösta ämnet i vätskan ovanför ytan. Freundlichs ekvation är likvärdig med en statistisk fördelning av Langmuir-isotermer (Ederth, 2012).

Freundlichs isoterma ekvation kan uttryckas enligt följande;

$$\log\left(\frac{x}{m}\right) = \log(K) + \frac{1}{n}\log(c)$$

där x är massan av adsorberat ämne, m är massan av det adsorberande materialet, c är jämviktskoncentrationen för det adsorberade ämnet i lösning. K och n är karakteristiska konstanter för adsorbenten och adsorbatet vid olika temperaturer (Ederth, 2012).

### 3.3.4 Reningsmekanismer

Fosforavskiljningen kan ske genom fysikalisk, kemisk eller biologisk rening. Den fysikaliska är en mekanisk rening baserad på partikelstorlek medan den biologiska sker genom tillväxt av biomassa. Den kemiska reningen sker genom adsorption eller utfällning (Eveborn *et al.*, 2009). Då bäddsubstratet i en våtmark blivit mättat och adsorption inte längre sker, fortgår fosforavskiljningen genom kemisk utfällning, tillväxt samt sedimentering, dock till en lägre grad (Kadlec och Wallace, 2008).

#### **Biologisk rening**

Den biologiska fosforeringen sker genom tillväxt av biomassa och styrs av pH, temperatur, syretillgång och tillgång på ljus. Den biologiska reningen sker främst i ytskiktet av bädden och effekten anses vara liten jämfört med den kemiska reningen. För att öka effekten och undvika ett jämviktsläge där lika mycket fosfor tas upp respektive frigörs bör biomassa avlägsnas efter växtsäsongen (Eveborn *et al.*, 2009).

#### **Kemisk rening**

Den kemiska reningen av fosfor anses vara den mest långsiktiga processen för fosforering och utgörs av adsorption eller utfällning av fosfatmineraler. Precis som vid biologisk rening kan dock jämviktslägen uppstå och en näst intill irreversibel process skulle endast kunna uppstå om den oxiderade fosfor kapslades in genom kemiska mekanismer i marken och därigenom blev isolerad från jämviktsreaktionen (Eveborn *et al.*, 2009).

Kemisk fosforering genom adsorption sker till olika hydroxider, oxider eller oxidliknande mineraler av aluminium eller järn, vilka har svaga negativa laddningar på sina mineralytor. De hydroxylgrupper som finns på mineralytorna kan binda till sig vätejoner vilket förändrar ytladdningen och möjliggör fastläggning av fosfor. Då fosfor komplexbinds till metall-atomen avges en eller två ytgrupper och reaktionen kan ske enligt följande (Eveborn *et al.*, 2009).;

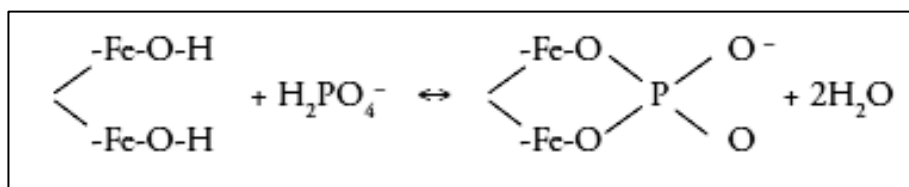


Fig 3.2 Komplexbindning av fosfor (Eveborn *et al.*, 2009).

Reaktionen är beroende av pH eftersom pH-värdet anger halten av fria vätejoner i lösningen. Ett lågt pH-värde innebär höga koncentrationer vätejoner och gynnar adsorptionen av fosfatjoner till hydroxid/oxid-ytor (Eveborn *et al.*, 2009).

Om fosforeringen sker genom utfällning av fosfatmineraler kan detta ske genom utfällning av kalcium-, -järn-, -eller aluminiumfosfater. För att utfällning skall kunna ske och fortgå krävs det att jämviktsfasen är mättad på fosforinnehållande material. Utfällningen innebär att fasta faser lämnar markvätskan och reaktionen kan se ut enligt följande, i vilken amorf kalciumfosfat fälls ut vid ett pH-värde över 9 (Eveborn *et al.*, 2009);

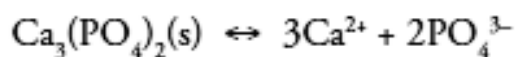


Fig 3.3: Utfällning av amorf kalciumfosfat (Eveborn *et al.*, 2009).

Utfällningen är precis som adsorptionsförmågan beroende av pH värdet i lösningen. Ett lågt pH-värde gynnar utfällningen av järn- eller aluminiumfosfater medan ett högt pH-värde gynnar utfällning av kalciumfosfater (Eveborn *et al.*, 2009). I en studie av A. Moore och K.R. Reddy (1994) drogs slutsatsen att järn kontrollerar fosforbeteendet under oxiderande förhållanden och att kalcium kontrollerar fosforlösligheten under reducerande förhållanden.

### **Fysikalisk rening**

Fysikalisk rening sker då avloppsvattnet rör sig genom ett substrat och fosforpartiklar filtreras bort. (Eveborn *et al.*, 2009). Fysikalisk rening sker även genom fysikalisk adsorption med svaga bindningar (Johnsson, 2014).

## **3.4 Småskaliga reningssystem**

Det finns ett stort antal produkter på marknaden för småskalig rening av avloppsvatten. Några produkter bygger endast på en typ av reningsmekanism medan andra är en kombination av två eller tre processer. Den vanligaste metoden i Sverige är markbaserad rening i form av infiltration eller markbädd, till vilka även rotzonsanläggningar och konstruerade våtmarker räknas. På Avloppsguidens hemsida ges en redogörelse för de olika avloppsreningsmetoder som idag används för små avlopp samt deras förmåga att avskilja fosfor (Avloppsguiden, 2014). Nedan lämnas en kort beskrivning av respektive metod.

### **3.4.1 Infiltration**

I en infiltrationsanläggning leds vattnet först genom en slamavskiljare för att sedan renas genom infiltration i markens naturliga jordlager. Reningen sker genom naturliga fysiologiska, kemiska och biologiska processer och vattnet sprids sedan till grundvattnet (Avloppsguiden, 2014).

Innan ett infiltrationssystem anläggs är det viktigt att kontrollera markens porositet och jordlagrens tjocklek. Om genomsläppligheten i marken är för hög eller om jordlagren är tunna finns risken att avloppsvattnet når grundvattnet innan en tillräcklig rening har skett vilket kan leda till förorening av dricksvattentäkter. Om genomsläppligheten istället är för låg kommer inte vattnet att kunna infiltrera genom jordlagren och utflödet kommer stoppas (Avloppsguiden, 2014).

Fosforreduktionen i en infiltrationsanläggning varierar och kan enligt Avloppsguiden (2014) ligga mellan 25 och 90 %. Resultat tyder på att belastningen är större i öppna infiltrationsbäddar än i täckta bäddar, vilka är vanliga bland privata fastighetsägare. Studier visar även att mekanismerna för fosforackumulation tycks vara annorlunda i ytskiktet jämfört med

skikten längre ner i bädden och i öppna infiltrationsbäddar sker de mest betydande fastläggningsmekanismerna i ytskiktet, förutsatt att detta inte byts ut. Studien föreslår att regelbundet utbyte av ytskiktet bör ske i den öppna infiltrationsbädden för att öka kapaciteten, förutsatt att ackumulation av fosfor kan ske i bäddmaterialet (Eveborn *et al.*, 2009).

Skötseln av en infiltrationsanläggning är okomplicerad och består i regelbunden tömning av slamavskiljaren (Avloppsguiden, 2014).

#### **3.4.2 Markbädd**

Om markförhållandena inte är lämpliga för en infiltration genom de naturliga jordlagren kan en markbädd anläggas. Markbädden bygger på samma princip som infiltrationsanläggningen men avloppsvattnet filtreras istället genom uppbyggda sand-och gruslager. Istället för att spridas vidare ned till grundvattnet efter infiltrationen leds merparten av vattnet vidare till ett vattendrag. Om extra försiktighetsåtgärder behöver vidtas för att skydda grundvattnet kan markbädden tätas med ett tätskikt i form av till exempel gummi eller plast (Avloppsguiden, 2014).

Fosforreningen i markbädden sker framför allt i sandmaterialet och effektiviteten minskar i takt med att materialet blir mättat (Avloppsguiden, 2014).

#### **3.4.3 Kompaktfilter**

Kompaktfilter är prefabricerade filter som består av en bärräbädd, genom vilken avloppsvattnet infiltreras i vertikalled. I bädden byggs det upp en biofilm av svampar och bakterier, vilka sköter den biologiska reningen av bland annat smittoämnen och organiskt material samt oxidationen av ammonium till nitrat (Avloppsguiden, 2014).

Fosforreningen är liten i ett kompaktfilter och för ytterligare rening kan bärräffiltret förbättras med ett fosforbindande material. Ett annat alternativ är efterbehandling genom en tätad markbädd. Kompaktfilter kräver oftast mindre anläggningsyta än en markbädd. Skötseln är okomplicerad och består av regelbunden tömning av slamavskiljaren (Avloppsguiden, 2014).

#### **3.4.4 Kemisk rening**

Kemisk fällning används främst för fosforavskiljning i avloppsvattnet och kombineras därför ofta med en markbädd eller infiltrationsanläggning för rening av bland annat kväve och slam. Den kemiska fällningen sker då tillsatta aluminium- eller järnföreningar reagerar med fosfor i vattnet och faller ut som flockar. Flockarna klumpar sedan ihop sig med slampartiklar vilka sedimenterar och därefter kan det fosforrika slammet avlägsnas i en slamavskiljare. Slammet kan återanvändas inom jordbruket, förutsatt att kvaliteten på slammet är godkänd för gödsling (Avloppsguiden, 2014).

Kemisk rening kräver tillsats av fällningskemikalie samt regelbunden tömning av slambehållare (Avloppsguiden, 2014).

#### **3.4.5 Minireningsverk**

Minireningsverk bygger på samma princip som stora reningsverk och innehåller i de flesta fall sektioner för sedimentering, biologisk rening samt kemisk rening. De är i hög grad automatiserade och har en hög fosforreduktion. I många minireningsverk är dock kvävereningen låg och oftast krävs en efterbehandling innan vattnet kan ledas vidare till ett vattendrag. Det fosforrika slammet kan efter rening användas som gödsel inom jordbruket, förutsatt att kvaliteten är godkänd (Avloppsguiden, 2014).

Minireningsverk kräver tillsats av fällningskemikalie samt regelbunden tömning av slambehållare (Avloppsguiden, 2014).

### **3.4.6 Fosforfilter**

Ett fosforfilter utgörs av en filterbrunn innehållande utbytbart filtermaterial i en kassett eller i lösvikt. Användning av fosforfilter ger en hög fosforavskiljning men kräver en föregående slamavskiljning och biologisk rening för ytterligare kvalitetsförbättring. Filtermaterialet är oftast kalkrikt och ger därigenom ett utloppsvatten med högt pH-värde. Få bakterier överlever vid det höga pH-värdet och fosforfiltret fungerar därför som ett bra smittskydd. Materialet måste bytas ut då det blivit mättat och kan då istället användas för gödsling och kalkning av åkermark (Avloppsguiden, 2014).

### **3.4.7 Sluten tank**

Avloppsvattenhantering med sluten tank är en förvaringsmetod där avloppsvattnet samlas upp i en tank för transport till ett större reningsverk. Det är vatten från WC som får kopplas till en sluten tank och en separat anläggning måste installeras för rening av vatten från bad, disk och tvätt (Avloppsguiden, 2014).

### **3.4.8 Våtmark**

En våtmark utgörs oftast av en damm för efterbehandling av avloppsvatten (Avloppsguiden, 2014) och i områden där det är svårt för hushåll på en till två hus att koppla avloppet till det allmänna avloppsnätet är våtmarker ett mycket bra alternativ (Gikas och Tsihrintzis, 2012).

Konstruerade våtmarker kombinerar fysikalisk, biologisk och kemisk rening. Den fysikaliska reningen utgörs av filtrering och adsorption, den kemiska av jon-utbyte och utfällning och den biologiska av mikrobiell nedbrytning och uppbyggnad av växter. Därigenom är konstruerade våtmarker effektiva för rening av kväve, organiskt material samt fosfor (Ham *et al.*, 2010). Markbaserade avloppsreningssystem anses även vara robusta och tåliga samt ge ett bra skydd för människors hälsa och miljö, under förutsättning att de är rätt dimensionerade, anlagda och placerade (Palm *et al.*, 2012).

Fosforreduktionen i en våtmark kan variera mellan 60 och 95 % och den varierar bland annat med storleken på våtmarken. Ytstorleken bör vara 5-20 m<sup>2</sup>/person och djupet mellan 0,1 och 0,4 m (Avloppsguiden, 2014). I våtmarker kan vattenflödet ledas ovan eller under jord och en indelning görs ofta i undertrycksflödande och ytflödande våtmarker (Avloppsguiden, 2014).

#### **3.4.8.1 Ytflödande våtmark**

I ytvattenflödande våtmarker har det behandlade vattnet kontakt med atmosfären och rinner ovanför det substrat som används i bädden. De ytvattenflödande våtmarker som används för vattenrening är imitationer av naturligt förekommande våtmarker och vanligtvis bevuxna med flytande växtlighet samt uppstickande vegetation. De används ofta för rening av regnvatten samt vatten från anläggningar för djurproduktion. Ytvattenflödande våtmarker fungerar bra i alla klimat men effekten minskar något vid isbildning (Wittgren och Maehlum, 1997).

#### **3.4.8.2 Undertrycksflödande våtmark**

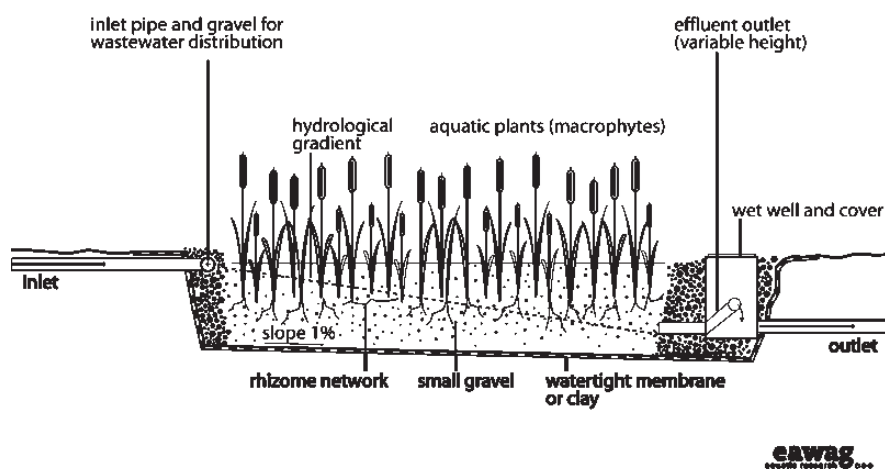
Våtmarker med vattenflödet under markytan kallas undertrycksflödande våtmarker och det allra viktigaste att tänka på vid konstruktion av en undertrycksflödesvåtmark med vass anses vara strukturen och kornstorleken hos substratet (Del Bubba *et al.*, 2001).

Våtmarker med vattenflödet under markytan kan i sin tur delas in i horisontellt- och vertikalt flödande våtmarker, vilka beskrivs nedan. Fosforavskiljningen i våtmarker med underyttsflöde är alltid lägre än kväveavskiljningen och det behövs ett extra reningssteg för att garantera långtidsreduktion av fosfor. För att säkerställa en fosforavskiljning på mer än 90 % kan kemisk utfällning med aluminiumpolyklorid, järnklorid eller organiska flockningsmedel vara ett bra komplement (Garcia *et al.*, 2010).

I en jämförande studie av vertikalt-, och horisontellt flödande våtmarker, observerades det att bägge alternativen kan avlägsna mer än 90 % av totalfosfor, om de föregås av ett effektivt förreningssteg och om arean är  $>50 \text{ m}^2/\text{m}^3$  per dag. Horisontellt flödande våtmarker har en fördel vad gäller långtidsavlägsning av fosfor då fosfor är bunden till organiska substanser i högre grad än i det vertikaltflödande (Luederitz *et al.*, 2001).

### **Horisontellt flödande våtmark**

I horisontellt flödande våtmarker leds vattnet under marknivå och bäddarna är grus eller jord-baserade med uppstickande växtlighet. Vattnet behandlas när det rinner genom grusmaterialet samt runt rötterna och rhizosomerna hos växterna. Horisontellt flödande våtmarker används ofta för att rena vatten innan det rinner vidare för spridning i jorden eller för utsläpp till ett ytvatten. De fungerar bättre under kalla förhållanden än ytvattensflödande våtmarker, då marklagret ovanför vattenflödet har en isolerande förmåga. Konstruktionen består ofta av ett inloppsrör, ett lerfilter, filtersubstrat, våtmarksvegetation, sandbankar samt ett utloppsrör. Vattnet rinner i horisontellt led från sida till sida. Vid konstruktion är det viktigt att ta hänsyn till risken för igensättning av inloppsröret (Wittgren och Maehlum, 1997). Dimensioneringen bör vara minst  $5 \text{ m}^2$  per person i hushållet (Theil-Nielsen *et al.*, 2005)

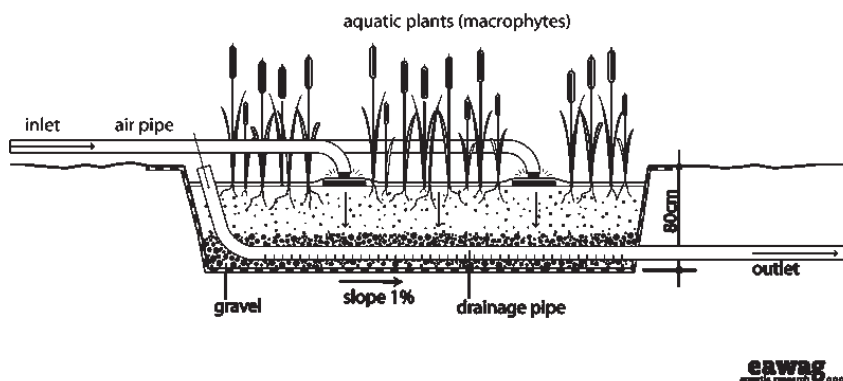


Figur 3.4: Horisontellt flödande våtmark. Tillstånd erhållet (Sandec/Eawag, 2009b).

Horisontellt flödande bevuxna våtmarker, i vilka alla porer i bädden är fyllda med vatten, kallas för rotzonsanläggningar. Rotzonsanläggningar bör främst användas för efterhantering av avloppsvatten då anläggningarna måste göras väldigt stora för att erhålla en god fosforreduktion och en rotzonsanläggning som föregås av en markbädd kan ge en fosforreduktion på omkring 50 % (Avloppsguiden, 2014).

### Vertikalflödande våtmark

I vertikalt flödande våtmarker rör sig vattnet uppifrån och ner eller nerifrån och upp och vattenflödet leds under markytan. Vertikalflödande våtmarker är bevuxna med uppstickande växtlighet precis som horisontellt flödande men de kräver mindre yta på grund av att bland annat syretransporten är bättre. Ökad syretillförsel underlättar för oxidation av ammonium och vertikalt flödande våtmarker är därför effektiva för rening av vatten med höga halter ammonium (Kadlec och Wallace, 2008). En bevuxen vertikalt flödande våtmark skall ha en effektiv filterarea på 3,2 m<sup>2</sup> per person och våtmarken bör omges av en gräsbevuxen jordvall för att förhindra att vatten svämmas ut vid större utsläpp (Theil Nielsen *et al.*, 2005).



Figur 3.5: Vertikalt flödande våtmark. Tillstånd erhållet (Sandec/Eawag, 2009a).

### 3.5 Fosforreduktion i anlagda våtmarker

En studie i Danmark vilken pågick under 20 års tid visade att jordbaserade våtmarkssystem renar fosfor med en effektivitet på 30-50 % (Brix *et al.*, 2007). I en studie av infiltrationsbäddar drogs slutsatsen att infiltrationsbäddar inte bör användas som enda teknik om kravet på fosforreduktion är högt, samt att närmiljön kring anläggningen har stor betydelse för hur systemet bör utformas (Eveborn *et al.*, 2009). Anlagda våtmarker renar effektivt avloppsvatten från kväve och organiskt material (Brix och Arias, 2005) men en våtmark konstruerad utifrån danska riktlinjer når inte upp till danska kraven på 90 % fosforavskiljning (Brix och Arias, 2005). Studier visar även att fosforavskiljningen i våtmarker påverkas mycket av förändringar och att det kan ta flera år att återställa långsiktiga fosforavskiljningsprocesser (Kadlec och Wallace, 2008).

Fosforreduktionen i anlagda våtmarker påverkas av olika faktorer, vilka har olika effekt på reningsgraden. Nedan följer en översikt av hur uppehållstid, temperatur, växtlighet, substratval samt design påverkar fosforreduktionen. Fosforreduktionen påverkas även av mättnadstiden, vilken anger hur lång tid det tar innan substratet som använts har blivit mättat på fosfor.

Snabb adsorption av fosfat i vertikaltflödande vassbäddar med låga halter Fe och Al, avstannar efter några månader medan utfällning, biologisk nedbrytning av organiska partiklar till lösliga föreningar samt upptag av organiskt bunden fosfor fortgår och blir den huvudsakliga faktorn för fosforavskiljning (Rustige *et al.*, 2003). Även då fosforreduktionen i en våtmark har blivit mättad, fortsätter alltså fosforavskiljningen till en mindre grad. Detta gör den genom långvariga processer som kemisk utfällning, tillväxt och sedimentering. Dessa mekanismer leder till en ansamling av jord i bädden vilket kan leda till minskad porvolym och hydraulisk konduktivitet (Kadlec och Wallace, 2008).



### 3.5.1 Uppehållstid

Uppehållstiden talar om hur länge vattnet uppehåller sig i våtmarken och studier har gjorts för att undersöka effekten av uppehållstiden på fosforavskiljningen. Resultaten är inte entydiga men tyder på att reduktionen av fosfor ökar med en ökad uppehållstid (*Tang et al.*, 2009), (*Yan och Xu*, 2014).

I en kinesisk studie jämfördes fosforavskiljningen vid uppehållstider på 10,6 h respektive 12,81 h i en horisontellt flödande våtmark och resultaten visar att reduktionen var minst vid en uppehållstid på 10,6 h (*Cui et al.*, 2012). I en grekisk studie anses 8 dagar vara en lagom uppehållstid för fosforavskiljning i en horisontellt flödande våtmark, förutsatt att temperaturen är över 15 °C. För lägre temperaturer bör uppehållstiden vara över 14 eller till och med 20 dagar (*Akratos och Tsihrintzis*, 2007). Vad gäller vertikalfödande våtmarker anser *Lantzke et al.* 1999 att mindre än 24 h kan vara för kort för en hållbar avskiljning av fosfor.

Det finns även resultat som visar att långa uppehållstider inte påverkar fosforavskiljningen avsevärt men att korta uppehållstider eller långtidsanvändning av markbädden leder till att avskiljningsförmågan minskar med tiden tills den avstannar (*Zurayk et al.*, 1997).

### 3.5.2 Design

Våtmarken kan konstrueras på flera olika sätt och bör utformas för att fungera optimalt i den avsedda miljön. Markreningssystem med utsläpp till grundvattnet kan till exempel vara lämpliga om avståndet till grundvattenflödet anses tillräckligt stort, men olämpliga då avståndet är litet (*Eveborn*, 2013). För att säkerställa att grundvattnet inte förorenas av utsläpp av avloppsvatten måste botten på den markbaserade anläggningen ligga minst 100 cm ovanför grundvattenytan (*Palm et al.*, 2012).

Vad gäller dimensionerna av våtmarken bör den effektiva behandlingsytan hos vertikala-och horisontella våtmarker vara större än 50 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> per dag (*Luederitz et al.*, 2001). Vattendjupet bör däremot inte vara större än 0,4 m, då större djup visat på dålig tillväxt av växtlighet (*Cui et al.*, 2012).

### 3.5.3 Substrat

Fosforavskiljning genom sorption till bäddsubstrat är en av de viktigaste mekanismerna för fosforreduktion i våtmarker (*Brix et al.*, 2001). I en studie av *Headley et al.*, (2003) observerades ett tydligt samband mellan fosforhalten i inflödet och den fixerade mängden fosfor av gruskornen. Den främsta fosforbindningen ansågs i detta fall var fysikalisk adsorption med svaga bindningar (*Headley et al.*, 2003). *Lantzke et al.*, (1998) hävdar att sorption är den enda avlägsningsprocessen med tillräcklig hastighet medan en annan studie visar att den huvudsakliga mekanismen för fosforavskiljning är utfällning (*Vohla et al.*, 2011). För att erhålla en bra långsiktig fosforavskiljning i en undertrycksflödande våtmark är det således fördelaktigt att uppmuntra utfällning av fosfor-salter genom att förbättra bäddmaterialet med ett substrat med hög bindningskapacitet för fosfor eller ett substrat som avger utfällningssalter (*Del Bubba et al.*, 2003).

Det finns flera faktorer som avgör om ett substrat är lämpligt för användning vid vattenrening. Vid beslut om lämpligt substrat bör man ta hänsyn till mätnadstid, tillgång på materialet, innehåll av tungmetaller samt möjligheten att återvinna mättade filter som gödsel på åkrar. I en studie (*Vohla et al.*, 2011), där rapporter över fler än 80 olika filtermaterial studerades, delades substraten in i tre kategorier; naturliga substrat, konstgjorda substrat och industriella biprodukter. Naturliga substrat kan vara snäckskalssand, skiffer och sand, vilka bildats genom



naturliga processer. Exempel på konstgjorda material är olika filtermaterial som Polonite och Filtralite P medan slaggprodukter ofta är industriella biprodukter. Gemensamt för majoriteten av materialen i studien (Vohla *et al.*, 2011), är ett pH värde över 7 samt en hög halt Ca/CaO. De material som stod för den största fosforavskiljningen var industriella bioprodukter med en förmåga att binda upp till 420 g/kg (Vohla *et al.*, 2011).

Vid jämförelse av olika substrat kan substratens mättnadstid vara av betydelse. Få studier har undersökt hur olika substrat fungerar över en längre tid men utifrån analys av de olika material som studerats av Vohla *et al.*, (2011) dras slutsatsen att de flesta material märkbart förlorar kapacitet efter 5 år i bruk. I våtmarker som endast är designade för fosforavskiljning genom mekanismer kopplade till bäddsubstratet, kommer substratet således att behöva bytas ut med jämna mellanrum på grund av nedsatt effektivitet i och med mättnad (Kadlec och Wallace, 2008).

Vid höga halter av fosfor i inflödet har det konstaterats att avskiljningskapaciteten är starkt kopplad till strategiens egenskaper som pH, konduktivitet och Ca-halt medan låga inflödeshalter av fosfor inte visade på någon direkt koppling (Del Bubba *et al.*, 2001). Ackumuleringen av fosfor i bädden är en reversibel process och jämviktskoncentrationen för vattenfasen ökar i takt med att mer fosfor ackumuleras i bädden. För att en effektiv fosforavskiljning skall upprätthållas måste därför koncentrationen av fosfor i inflödet öka i takt med att mer fosfor ackumuleras (Rustige *et al.*, 2003). Fler resultat visar på att fosforavskiljningen ökar med koncentrationen av fosfor i inflödet (Kadlec och Wallace, 2008).

#### **3.5.3.1 Kornstorlek och kornfördelning**

Kornstorleken, kornstorleksfördelningen och strukturen hos olika substrat är några av de viktigaste faktorerna att ta hänsyn till vid konstruktion av en våtmark (Del Bubba *et al.*, 2001). Storleksfördelningen av korn kan plottas i en kornfördelningskurva där x-axeln anger kornstorleken  $d$ , medan y-axeln anger hur stor andel av kornen i viktprocent som har en kornstorlek  $<d$ . Vid rekommendationer av kornstorlek anges ofta värden för  $d_{10}$  och  $d_{60}$  samt graderingstalet  $d_{60}/d_{10}$  för att ge en bild av hur kornstorleken är fördelad.  $d_{10}$  och  $d_{60}$  anger då kornstorleksintervallet för 10 % respektive 60 % av kornvikten medan graderingstalet anger lutningen på kurvan (Wilhelmson och Brorsson, 1986).

Kornstorleksfördelningen påverkar den hydrauliska konduktiviteten, vilken är ett mått på markens genomsläpplighet. Den hydrauliska konduktiviteten bestäms bland annat utifrån porstorleken, hålrummens storlek, i jorden vilken ökar med storleken på kornen hos naturliga jordarter. En jordart med små korn som exempelvis lera, ger en låg hydraulisk konduktivitet då de små kornen täpper till porerna medan sand och grus kan beskrivas som vattengenomsläppande (Gransted, 2003).

Enligt danska riktlinjer bör den effektiva kornstorleken  $d_{10}$  vara 0,3-2,0 mm,  $d_{60}$  vara mellan 0,5 och 8 mm och graderingstalet  $d_{60}/d_{10}$  skall vara mindre än 4 för att säkerställa en tillräcklig hydraulisk konduktivitet och för att undvika risken för igensättning (Brix och Arias, 2005). En annan studie visade dock att partikeldiametern och graderingstalet hos substratet hade en positiv koppling till fosforsorptionen, men att denna inte var statistiskt signifikant. I samma studie hade partikeldiametern en negativ koppling till fosforsorptionen, liksom hydraulisk konduktivitet (Cui *et al.*, 2008).

En undersökning av den fosforreducerande förmågan hos stålslagg, visar att fosforavlägsningen ökar med minskad storlek på slaggen (Barca *et al.*, 2014) och samma resultat observerades

i en studie med skiffer som bäddsubstrat (*Tang et al.*, 2009). Detta anses bero på att mindre korn ger större total reaktionsyta och även bättre filtrering av fosforpartiklar. För att undvika kloggning bör partiklarna dock vara större än 5 mm. (*Barca et al.*, 2014).

### **3.5.3.2 Kemisk sammansättning hos substrat**

De studier som granskats visar på ett tydligt samband mellan fosforavskiljningsförmåga och substratens innehåll av kalcium (Ca) och magnesium (Mg) (*Del Bubba et al.*, 2003; *Vohla et al.*, 2011), men även av aluminium (Al) och järn (Fe) (*Stumm och Morgan*, 1981). Vid höga pH värden, vilka ofta återfinns i avloppsvatten, är det främst halten av kalcium som har betydelse för fosforavskiljningen då ett högt kalciuminnehåll gynnar utfällningsreaktioner med fosfor (*Del Bubba et al.*, 2001). Vid lägre pH-värden har dock även innehållet av aluminium och järn betydelse för fosforreduktionen (*Stumm och Morgan*, 1981). Samma resultat har observerats i en analys av basiska filter, i vilka fosfor som sorberats främst återfanns bundet till kalcium men i vissa filter även till aluminium och järn (*Eveborn*, 2013).

Snäckskalssand har visat sig ha en bättre avskiljningsförmåga för fosfor än Filtralite P, möjligtvis på grund av högre halter av Ca (*Adam et al.*, 2007) och Ca-rika material som Opoka och olika typer slaggmaterial visar också på en god fosforavskiljande förmåga (*Hylander och Simán*, 2001). I en dansk studie rekommenderas sandtyper med hög Ca-halt före de med låg halt för användning i undertrycksflödande vassmarkbäddar (*Del Bubba et al.*, 2003) och i en studie av växtupptag av fosfor drogs slutsatsen att fosfor bundet till kalcium är mer lättillgängligt för växter än fosfor bundet till Al eller Fe (*Hylander och Simán*, 2001).

En undersökning av den fosforreducerande förmågan hos stålslagg, visar att fosforavlägsningen ökar med ökad halt CaO i slaggen och med minskad storlek på slaggen. Detta anses bero på att mindre korn ger större total reaktionsyta (*Barca et al.*, 2014).

En annan fördel med Ca-rika substrat är deras förmåga att höja pH-värdet i vattnet och därmed minska risken för tillväxt av patogener (*Hylander och Simán*, 2001).

### **3.5.3.3 Typer av substrat**

Studier har gjorts på en mängd olika typer av substrat och en stor del av dessa återfinns i den sammanfattande studie som gjorts av *Vohla et al.* (2011). Resultat från en studie av *Cui et al.*, (2008) visar att grus och normalkornig sand, vilka ofta används som substrat i våtmarken, har en liten fosforreducerande förmåga och en av slutsatserna är att de inte bör användas som bäddsubstrat (*Cui et al.*, 2008). En studie av våtmarker i Tyskland föreslår att kalcium-, eller järnrik sand eller grus kan användas för att nå en hög adsorptionskapacitet (*Luederitz et al.*, 2001).

Forskning har gjorts med fragmenterad kalksten som bäddsubstrat då detta är ett naturligt sedimentärt material och en restprodukt från stenindustrin. Kalkstenen har en potential att användas som bäddsubstrat men hänsyn bör tas till att adsorptionsförmågan minskar efter några månader (*Mateus et al.*, 2012).

Sand, havssnäcksskal och kalcit-material har en fosforbindande förmåga och kan användas som enda substrat i en markbädd med mått omkring 2,5m<sup>2</sup>/person och med ett djup på 1m. Materialen kan användas för fosforreduktion i 5 år men effekten minskar efterhand (*Arias och Brix*, 2005).

Skiffer är ett annat material som visat på god fosforavskiljningsförmåga och i en jämförande studie mellan adsorptionsförmågan av fosfor hos skiffer, grus, järnhaltig sten samt hornblände var resultatet 619,7, 89,05, 324,9 respektive 153,1 mg/kg (Tang *et al.*, 2009). I en annan studie jämfördes bauxit, skiffer, bränt oljeskiffer, kalksten, zeolit och LECA. Skiffer var det substrat som hade den mest gynnsamma kombinationen av egenskaper för användning i en anlagd våtmark. De egenskaper som studerades var pH, katjonutbyteskapacitet, hydraulisk konduktivitet, porositet, specifik ytarea, kornstorleksfördelning samt kapacitet för fosforadsorption (Drizo *et al.*, 1999). I samma studie uppskattades livslängden för skiffer som bäddsubstrat till 20 år, förutsatt att fosforhalterna i avloppsvattnet är relativt låga. Fler fullskaliga studier bör dock utföras för en mer tillförlitlig uppskattning (Drizo *et al.*, 1999). Skiffer som använts som bäddsubstrat kan återanvändas efter tvättning med HCl eller användas som jordförbättring. Då skiffer avger fosfor i långsam takt är det även lämplig som gödsel inom jordbruket (Cyrus och Reddy, 2010).

Torv och bränt kol har också visat tecken på god fosforreduktion i anlagda våtmarker. De bör dock inte användas som enda substrat då de sväller vid absorption av vatten och därmed bidrar till minskad hydraulisk konduktivitet. Ett alternativ är istället att blanda dem med andra material för att förbättra fosforreduktionen (Cui *et al.*, 2008).

Konstgjorda material som Filtralite P och Polonite har studerats för användning som substrat och visat på en god fosforreduktion. I en jämförande studie mellan Filtralite P och snäckskal var effekten 91/92 % för Filtralite jämfört med 54 % för snäckskalen (Adam *et al.*, 2007). En del av den ackumulerade fosfor i bäddar med Filtralite P och Polonite har dessutom visat sig vara i löst form och därigenom tillgänglig för växter (Gustafsson *et al.*, 2008). Polonite kan dessutom användas som gödsling och kalkning av åkermark respektive sur mark (Hylander *et al.*, 2001).

#### **3.5.3.4 Efterhantering av substrat**

Vid val av substrat till markbädden bör möjligheten att använda fosfor och substratet som gödsel inom jordbruket tas i beaktande liksom möjligheten att återanvända substratet i markbädden. Det bör då även tas i beaktande vilka eventuella sidoeffekter och risker materialet kan medföra (Vohla *et al.*, 2011).

I de fall då substratet skall användas vid gödsling av åkrar är det viktigt att det inte innehåller tungmetaller då dessa är svåra att avlägsna från åkrarna i efterhand. Substrat vilka används för rening av vatten med höga halter av tungmetaller bör inte heller användas om metallerna bundits till substratet. Idag, då en ökad förurning av jordar sker parallellt med en minskad tillgång på kalkrikt material, är detta av extra vikt då förurning ökar frigörelsen av tungmetaller till jorden. Tungmetallerna kan sedan tas upp och ansamlas i växter (Hylander och Simán, 2001).

En annan viktig aspekt är substratets förmåga att avge fosfor vid applicering på åkermark. I studien av Hylander och Simán (2001) visade sig blästrat masugnsslagg ha både en hög sorptionsförmåga vid fosforavlägsning samt en god förmåga att vid applicering på jord släppa ifrån sig växttillgänglig fosfor. Vid gödning med sorptionsmaterial bör mängden applicerad sorbent främst avgöras av kalkeffekten snarare än dess fosfortillförsel till jorden (Hylander och Simán, 2001).

### 3.5.4 Växtlighet

Flera studier har gjorts för att utreda betydelsen av växter i en anlagd våtmark, med varierande resultat. Studier har också gjort för att undersöka vikten av att regelbundet skörda de växter som planterats samt hur fosforupptag till biomassa förändras under olika årstider.

Växtligheten i en våtmark kan fylla flera funktioner och i handboken ”Rent vand - helt enkelt” anges följande; dött växtmaterial isolerar filtret mot isbildning om vintern, rötter och rhizomer i bäddsubstratet motverkar igentäppning samt erbjuder en bra fästyta för mikroorganismer. Dessutom kan syre avges från rötter och rhizomer vilket ökar omsättningen i rotzonen (Theil-Nielsen *et al.*, 2005).

Till skillnad från kväve och kol kan inte fosfor omvandlas till gasform genom reaktioner i växternas biomassa. Den fosfor som absorberas i biomassa förblir därigenom lagrad i biomassan till det att växten bryts ned (Kadlec och Wallace, 2008). Under våren sker en snabb tillväxt av biomassa och fosfor absorberas från omgivningen samt transporteras från lagringsavdelningar i växternas rhizomer. Under sommaren är biomassan under jord relativt stabil medan biomassan ovan jord tar upp fosfor från omgivningen. Under hösten och vintern omlagras fosfor mellan olika delar av biomassan och lagring sker bland annat i rhizomerna (Kadlec och Wallace, 2008).

Trots att andelen fosfor som avskiljs genom upptag av biomassa har visat sig vara lägre än den andel som avskiljs genom fixering till bäddsubstratet, anses växterna fylla en viktig funktion som fosforavskiljare i våtmarker (Abe *et al.*, 2008). I en studie jämfördes två våtmarker vilka i alla avseenden utom växtligheten var identiska och resultaten visade att den totala fosforretentionen var 21,5 % i den bevuxna våtmarken jämfört med 10,6 % i den obevuxna (Gikas och Tsihrintzis, 2012). En annan studie tittade på fosforavskiljningen under 27 månader och resultaten visade att 75 % av den fosforavskiljning som skedde i våtmarken under det först året, skedde genom upptag av fosfor till biota. Under det kommande året minskade dock andelen till 10 %, men var således fortfarande märkbar (Headley *et al.*, 2003).

Valet av växter anses ha betydelse för fosforavskiljningen och i en studie där fosforupptagningsförmågan hos bredkaveldun och vass jämfördes, visade sig bredkaveldun ha bättre potential än vass (Akratos och Tsihrintzis, 2007) medan skillnaden mellan upptaget hos vecketång och blåttång var liten i en tidigare studie (Luederitz *et al.*, 2001). I en kinesisk studie undersöktes möjligheterna att förbättra fosforavskiljningen under vintermånaderna med hjälp av bland annat växter och bakterien *Psychrotrophic*, vilken överlever bra under kalla förhållanden, visade sig förbättra fosforreduktionen i de studerade våtmarkerna (Yan och Xu, 2014).

I handboken ”Rent vand - helt enkelt” rekommenderas bladvass, *Phragmites australis*, för plantering i roztionsanläggningar men man skriver även att iris, *Iris pseudacorus*, säv, *Scirpus lacustris*, samt olika typer av kaveldun, *Typha*, kan användas (Theil-Nielsen *et al.*, 2005). Studier av bladvass tyder på att de hålrum i jorden som vasstammen skapar vid rörelser i vinden, upprätthåller den hydrauliska konduktiviteten i jorden (Cooper, 2009).

Den bästa tiden för plantering av växter i våtmarken är i april-maj, men plantering kan ske närsomhelst så länge risken för frost är liten. De bästa resultaten fås om växterna planteras som kruksådda groddplantor eller som jordstammar med 4 plantor/m<sup>2</sup> enligt de danska riktlinjerna vilka baseras på forskning av Brix (2003). Bladvass som planteras i form av groddplantor behöver omkring tre månader på sig för att växa till sig så mycket att den täcker bädden,

medan bladvass som planteras i form av rhizombitar behöver omkring tre år för att täcka samma yta (Cooper, 2009).

Den biologiska reningen är dock framförallt en initial avskiljningsmekanism, vilken kommer att minska då fosfor återförs till vattnet i takt med att dött växtmaterial bryts ned. Därför rekommenderas i flera fall skörd av växter för att avlägsna den absorberade fosfor (Kadlec och Wallace, 2008).

Då skörd av växtdelar sker som ett led i fosforavskiljningsprocessen, kan den med fördel ske under sommaren, då omlagringen inte hunnit ske till växternas rhizomer. (Headley *et al.*, 2003). Under första året kan dock skörd av växtdelar ske under valfri årstid utan skillnad i avlägsnad mängd fosfor. Skörd mer än en gång per år kan ge en extra avlägsning på 10-20 % jämfört med en gång per år, men är inte att rekommendera då det gav en minskning rhizosommassan med 35 % (Lantzke *et al.*, 1999). Regelbundet avlägsnande av växter anses i en studie från 1998, utgöra grund för den enda irreversibla processen för fosforavlägsning. (Lantzke *et al.*, 1998)

Efter att växterna skördats sker dock en minskning av fosforupptaget och en metod för att undvika minskningen är att ha två våtmarker bredvid varandra, vilka kan användas ett år i taget. Om endast en våtmark anläggs bör storleken på denna vara anpassad för att växterna skall kunna skördas en gång per år utan att fosforeringen hamnar under de satta gränsvärdena (Lantzke *et al.*, 1999).

Även om nedbrytning av växtdelar leder till återföring av fosfor till vattnet, bildar en betydande del av fosfor aggregat med växtrester och metall-joner (Rustige *et al.*, 2003), vilka bildar ny jord och sediment (Kadlec och Wallace, 2008). I en studie ökade ackumuleringen av fosfor i bland annat dött organiskt material (detritus) och microbiota efter det första året och processen anses vara en av de viktigaste faktorerna för fosforavlägsning då fosfor i lövrester och andra ihopvuxna partiklar sedimenterar på botten (Headley *et al.*, 2003). Detta är en nästintill irreversibel process och den är därför mycket viktig för fosforavskiljningen (Kadlec och Wallace, 2008). Humifiering av växtdelar bör uppmuntras tillsammans med högre halter av Ca, Fe-och Al-oxider (Rustige *et al.*, 2003) eftersom dött växtmaterial som ansamlas på bädden har en positiv inverkan på systems effektivitet (Brix *et al.*, 2007).

### 3.5.5 Temperatur

Temperaturen i våtmarken kan påverka fosforavskiljningen (Abe *et al.*, 2008). I en kinesisk studie (Yan och Xu, 2014) undersökte man hur våtmarker i kallare klimat kan förbättras. Studien visar att valet av växter och substrat kan förbättra systemets funktion. Likaså kan en temperaturökning genom isolering eller konstgjord luftning ge en förbättrad avskiljning av näringsämnen (Yan och Xu, 2014). I en anlagd våtmark med ytvattenflöde skedde en minskning av reduktionshastigheten med minskad atmosfärstemperatur (Abe *et al.*, 2008) men det finns även studier som visar på att temperaturen har mindre betydelse, liksom säsongsvariationer (Kadlec och Wallace, 2008).

Vertikalt och horisontellt flödande våtmarker kan ge ett bättre värmeskydd än ytvattenflödande, då det omättade ytlagret har en isolerande effekt (Wittgren och Maehlum, 1997).



### 3.6 Beräkningsmetoder för fosforreduktion

I de studier som behandlats används olika metoder för att beräkna fosforavskiljningsförmågan i olika markbäddar. I en sammanställande studie av rapporten för över 80 olika substrat var Langmuirs respektive Freundlishs ekvation populära (Vohla *et al.*, 2011).

Metoderna har utvärderats i flera studier och Langmuirs ekvation har visat sig ge bra resultat för adsorptionsanalyser då resultaten inte inkluderat avskiljning genom utfällning av kalciumfosfater (Del Bubba *et al.*, 2003). Langmuirs ekvation är även fördelaktig då den kan användas för att beräkna ett teoretiskt adsorptionsmaximum (Tang *et al.*, 2009). Freundlishs ekvation har visat sig vara mindre lämplig för adsorptionsanalys då den gett en bra anpassningsdata även då tillfällig utfällning skett, vilket inte är önskvärt (Del Bubba *et al.*, 2003). En fördel med Freundlishs ekvation är att den räknar med att adsorptionsförmågan hos ett material minskar med ökad mättnad, vilket är troligt i verkligheten. Langmuirs ekvation antar däremot att bindningsadsorptionen är samma över tiden (Tang *et al.*, 2009). Enligt studien (Tang *et al.*, 2009) var Langmuirs adsorptionsisoterm bättre lämpad än Freundlishs för skiffer, järnsten och hornblende medan Freundlishs fungerade bra för grus.

Resultat från en studie av kalciumrika material för fosforavskiljning i anlagda våtmarker visar att en jämviktsisoterm fungerar som indikator för avskiljningskapaciteten. Det är en bra metod för att undersöka olika substrat under en relativt kort tid. Metoden används dock endast för att jämföra olika substrat utan att säga hur bra de är i praktiken (Del Bubba *et al.*, 2001). Resultaten är dock ej helt applicerbara på ett fullskaligt system då det påverkas mycket av flertalet faktorer och testerna bör ej användas som enda vägvisare utan kompletteras med andra tester (Arias och Brix, 2005).

En studie undersökte hur valet av analysmetod påverkar resultaten för avskiljningen av föroreningar i våtmarker. I studien konstaterades det att olika metoder ger olika resultat och att överskattningen av kapaciteten kan vara så stor som 14 % med en av de studerade metoderna (Bodin *et al.*, 2014). Detta bör tas i beaktande vid jämförelser av resultat från olika studier.

## 4 Alnarp Cleanwater Technology AB

Alnarp Cleanwater Technology AB (ACT) arbetar med växtbaserad rening av avloppsvatten med målet att *”utveckla ett fungerande system baserat på naturens eget sätt att rena avloppsvatten”* (Alnarp Cleanwater, 2014) och reningssystemet marknadsförs idag under namnet ACT Natural™. Ett av företagets kärnvärden är att ta hand om grundproblemen inom vattenrening på ett naturligt sätt istället för att bota de symptom som uppstår vid otillräcklig rening och ACT Natural™ erbjuder en återvinning av upp till 90 % fosfor (Alnarp Cleanwater, 2014).

### 4.1.1 Företagsidé – dagens koncept

ACT Natural™ är ett biologiskt kretslopps-baserat system som använder naturliga vattenorganismer och vattenlevande växter för rening istället för kemiska tillsatser. Systemet kräver ingen slamtömning då slamm bryts ned och tas upp av växter och mikroorganismer och det kan hantera vatten från toalett, dusch och tvättmaskin (Alnarp Cleanwater, 2014). I dagsläget använder sig företaget av ett kalkrikt filtermaterial från företaget Biotech, kallat Polonite. Materialet används som slutsteg i den reningsprocess som används och vattnet rinner vertikalt genom behållaren (Alnarp Cleanwater, 2014).

### 4.1.2 Pilotanläggning

Den pilotanläggning som konstruerats i Alnarp under våren 2014 är utformad av Clara Hermansson (Hermansson, 2014) och syns i fig.4.1 nedan.



Fig. 4.1 visar slutresultatet av den pilot-anläggning som anlagts i Alnarp. (Hermansson, 2014).

Anläggningen är en rotzonsanläggning vilken föregås av reningssteg för slamnedbrytning och kvävereducering. Pilotanläggningen har en yta av 5 m<sup>2</sup>/person. Substratet utgörs av sand och har en kornstorlek på 0-4 mm. Sanden kommer från ett stenbrott i ett kalkrikt område, med minst 5 % innehåll av CaCO<sub>3</sub>. 0,5 % av substratet utgörs dock av inblandad lera för att

ge en större yta per volymenhet. Den hydrauliska konduktiviteten och porositeten var vid uppstart  $5,9 \cdot 10^{-4}$  respektive 35 % (Hermansson, 2014).

De växter som används i anläggningen är bredkaveldun, *Typha latifolia*, jättegroe, *Iris pseudacorus*, samt gul svärdsilja, *Glyceria maxima*. Plantering skedde med plantor med hela rotsystem för att skynda på tillväxten och växterna placerades i rader vinkelräta mot vattenflödet. Till en början var uppehållstiden för vattnet två dygn vilket senare ökades till tre dygn (Hermansson, 2014).

Dimensionerna hos anläggningen syns i fig. 4.2. I figuren framgår det att vattnet leds från sida till sida och att lutningen är 1 %, detta för att säkerställa att vattnet rör sig i rätt riktning. Anläggningen är 0,6 m djup vid inloppet och 0,7 djup vid utloppet. Den är 4,8 m lång och 2,2 m bred. Utloppsröret är reglerbart för att vattennivån skall kunna regleras och utloppsröret är konstruerat i form av ett dräneringsrör för att förbättra spridningen av vattnet genom våtmarken (Hermansson, 2014).

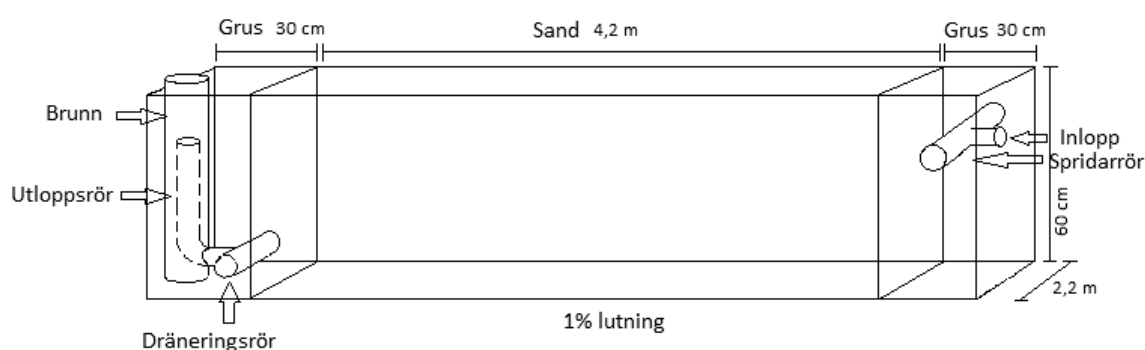


Fig. 4.2 visar dimensioneringen av den pilot-anläggning som anlagts i Alnarp. (Hermansson, 2014).

Resultat från anläggningen har visat på godkänd reduktion av fosfor men misstankar finns om att reduktionen kommer att minska med tiden och att bottensubstratet kommer att behöva bytas ut regelbundet (Hermansson, 2014). Enligt Hermansson (2014) finns det en risk att halten av  $\text{CaCO}_3$  hos sanden inte alltid ligger på 5 % och om substratet skall bytas ut med ett intervall på ett eller flera år kan halten ha kommit att ändras, vilket in sin tur påverkar fosforavskiljningen.



## 5 Diskussion

De faktorer som tycks dominera vid fosforavskiljning i våtmark är egenskaper hos det bäddsubstrat som används, då fosforavskiljning främst sker genom adsorption till jordpartiklar och endast delvis genom upptagning hos växter (Abe *et al.*, 2008). Vid utvärdering av markbäddar är dock viktigt att se på en markbädd som ett system där inte bara adsorptionsförmågan för fosfor avgör dess effektivitet utan även graden av utfällningar, uppehållsförmåga samt hydraulisk permeabilitet (Zurayk *et al.*, 1997). Även om jordbaserade våtmarker anses vara effektiva för rening av fosfor (Zurayk *et al.*, 1997) varierar dock den bedömda avskiljningsförmågan mycket mellan olika studier.

### 5.1 Design

Om endast fosforreduktion skulle avgöra valet av våtmark skulle vertikalflödande bäddar vara att föredra framför horisontellt flödande bäddar, då de kräver en mindre yta. Vidare skulle både vertikalflödande bäddar och horisontellt flödande bäddar vara att föredra framför ytflödande bäddar, då de ger ett bättre skydd mot kyla samt minskar risken för tillväxt av patogener. Vid konstruktion av en våtmark är det dock fler faktorer som avgör vilken design som är mest lämplig, såsom bland annat kvävereduktion och slamavskiljning. Eftersom den här rapporten endast fokuserar på fosforreduktion är det inte möjligt att dra någon slutsats om vilken modell som är mest lämplig för rening av enskilt avloppsvatten. Vad gäller dimensioneringen av våtmarken bör dock ytaarean vara minst 5 m<sup>2</sup>/person i hushållet och användas för upp till 25 personer medan djupet bör vara max 0,4 m.

Effektiviteten hos anlagda våtmarker varierar i de rapporter som studerats och en slutsats av detta är att våtmarken bör kompletteras med ett efterpoleringssteg för att säkerställa att kraven för fosforreningen uppnås.

### 5.2 Substrat

Forskning tyder på att substratet har en stor betydelse för den initiala fosforavskiljningen på grund av den adsorption som sker då fosfor fäster på substratets yta. Efterhand blir dock substratet mättat och experter är eniga om att fosforupptaget i en mättad zon är begränsat (Palm *et al.*, 2012).

Vid val av substrat bör pH-värdet i avloppsvattnet undersökas då fosfor binder olika bra till olika metaller i surt respektive basiskt vatten. Vid basiska pH-värden bör kalkrika substrat premieras och vid sura pH-värden bör substrat rika på Al eller Fe användas. En fördel med kalkrika material är deras förmåga att höja pH-värdet i vattnet ytterligare och de fungerar därigenom bra för reduktion av patogener, vilka ofta är känsliga för höga pH-värden.

Kornstorleken bör ha följande värden;  $d_{10}=0,3-2,0$  mm,  $d_{60}=0,5-8,0$  mm,  $d_{10}/d_{60} < 4$ , för att säkerställa en god hydraulisk konduktivitet och minska risken för igentäppning av bädden. Vidare bör substratet vara relativt lättillgängligt och lämpligt för gödsling på jordbruksmark.

Det finns studier som ger rekommendationer för hur substrat kan återanvändas för gödsling inom jordbruket efter att det använts som bäddsubstrat. Ingen av studierna kan dock visa på resultat från praktiska resultat utan är snarare teorier och därför är det svårt att dra några slutsatser kan därför dras inom detta område.

### 5.3 Växtlighet

Resultaten i de rapporter som studerats tyder på att växtligheten är av betydelse för fosforavskiljningen i anlagda våtmarker. Det är dock inte upptaget av fosfor som näringsämne som har den största betydelsen utan växternas effekt på den hydrauliska konduktiviteten samt bildandet av metallhaltiga organiska aggregat.

Växterna bör planteras som små plantor för att optimera tillväxten. De bör sköras med jämna mellanrum för att minska återförseln av fosfor till vattenfasen men för att uppmuntra bildandet av organiska aggregat bör en del av växtdelarna tillåtas att brytas ned i bädden.

### 5.4 Anläggningen i Alnarp

Den pilotanläggning som anlagts i Alnarp har utvärderats utifrån de slutsatser som dragits i denna rapport. Anläggningen är en rotzonsanläggning och är dimensionerad med 5 m<sup>2</sup>/person, vilket är rekommenderat enligt litteraturen (Theil-Nielsen *et al.*, 2005). Kornstorleken är 0-4 mm, vilket ligger inom de danska riktlinjerna (Brix och Arias, 2005). Sanden som används innehåller kalcium men skulle eventuellt kunna bytas ut mot ett substrat med högre fosforbindande förmåga. Om sand skall användas även i fortsättningen bör möjligheten att använda en sand med högre kalciumhalt undersökas och försök skulle även kunna göras med Polonite som bottensubstrat.

Rotzonsanläggningen är planterad med bredkaveldun (*Typha latifolia*), jättegröe (*Iris pseudacorus*) och gul svärdsilja (*Glyceria maxima*), av vilka bredkaveldun och iris rekommenderas i handboken *Rent vand* (Theil-Nielsen *et al.*, 2005).

Uppehållstiden i anläggningen är tre dygn vilket uppfyller rekommendationen på minst 24 h (Lantzke *et al.*, 1999) men som inte ligger inom rekommendationen på mer än 14 dagar för medeltemperaturer under 15 °C (Akratos och Tsihrintzis, 2007).

I dagsläget används anläggningen som ett slutsteg i vattenreningsprocessen och huvudfunktionen är fosforreduktion. Det går därför bra att utvärdera anläggningen utan att ta hänsyn till dess kvävereducerande förmåga samt reduktionen av organiskt material. Om fosforreduktion är huvudsyftet skulle en vertikalflödande våtmark kunna vara ett alternativ, då den upptar en mindre yta.

### 5.5 Källkritik

De rapporter som studerats skiljer sig mycket ifrån varandra vad gäller design av de våtmarker som studerats samt de analysmetoder som använts för att utvärdera fosforavskiljningen. Flera av studierna har utförts i laboratoriemiljö och för de försök som utförts utomhus har klimatet varierat. Andra faktorer som varierat är längden på försöken, karaktären på avloppsvattnet samt var under in-/utsläppsförloppet som mätningarna av fosforhalterna utförts. Vid analys av studier är även dimensioneringen av bäddarna olika. I flera av försöken har växter använts i våtmarken medan andra försök har uteslutit växtlighet. Vilka typer av växter som använts och vilken typ av substrat som använts skiljer också mellan olika studier.

De källor som använts utgörs främst av källor som funnits tillgängliga via LUB-search och vilka har blivit granskade. Information har även hämtats från Naturvårdsverket, Havs- och Vattenmyndigheten, vilka utgörs av myndigheter. I de fall då övriga källor använts har de till största del varit hemsidor hos universitet.

## 6 Slutsatser

Utifrån de rapporter och artiklar som studerats kan slutsatser dras angående lämplig konstruktion av våtmarker för rening av enskilt avloppsvatten.

Uppehållstid, substratval, växtlighet och fysisk design är de faktorer som främst påverkar fosforreduktionen i en anlagd våtmark. För att uppnå en god reduktion bör våtmarken ha en stor yta för att ge en lång uppehållstid, särskilt då våtmarken är konstruerad för ett nordiskt klimat. Substratet bör vara rikt på kalcium alternativt magnesium, aluminium eller järn, med små korn och en porös struktur. Vidare bör våtmarken vara bevuxen och skördas en gång om året.

Den rotzonsanläggning som konstruerats i Alnarp uppfyller merparten av de kriterier för våtmarken som uppsatsen resulterat i. En rekommendation för en bättre fosforreduktion är dock att öka uppehållstiden, byta substrat samt att eventuellt göra liknande försök med en vertikalflödande våtmark.



## **7 Förslag till framtida studier**

Fortsatt forskning bör fokusera på fler långsiktiga försök i fullskaliga system, detta för att bland annat undersöka mättnadstiden. Även möjligheten att återanvända olika substrat samt deras förmåga att avge fosfor vid applicering på åkermark bör undersökas ytterligare. Forskning bör även fokusera på olika metoder för att renovera befintliga anläggningar, hos vilka fosforreduktionen nått för låga värden.



## 8 Referenser

Alnarp Cleanwater. (2014). (Elektronisk) Tillgänglig: <http://www.alnarpcleanater.se> (2014-07-16)

Abe, K., Komada, M., & Ookuma, A. (2008). Efficiency of removal of nitrogen, phosphorus, and zinc from domestic wastewater by a constructed wetland system in rural areas: a case study.

Adam, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A. K., & Jenssen, P. D. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P<sup>®</sup>—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological Engineering*, 29(2), 200-208.

Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191.

Arias, C. A., & Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?. *Water Science and Technology*, 51(9), 267-274.

Avloppsguiden (2014). Behandling (Elektronisk) *Avloppsguiden.se*. Tillgänglig: <http://husagare.avloppsguiden.se/behandling.html> (Hämtad 2014-06-18)

Barca, C., Meyer, D., Liira, M., Drissen, P., Comeau, Y., Andrès, Y., & Chazarenc, F. (2014). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: Removal mechanisms and performance. *Ecological Engineering*, 68, 214-222.

Bodin, H., Persson, J., Englund, J. E., & Milberg, P. (2013). Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. *Journal of Hydrology*, 501, 1-12.

Brix, H., Schierup, H. H., & Arias, C. A. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark—what did we learn. *Water Sci. Technol*, 56(3), 63-68.

Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491-500.

Brix, H., Arias, C. A., & Del Bubba, M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11-12), 47-54.

Cooper, P. (2009). What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination*, 246(1), 11-26.

Cui, L., Zhang, Y., Zhang, M., Li, W., Zhao, X., Li, S., & Wang, Y. (2012). Identification and modelling the HRT distribution in subsurface constructed wetland. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(11), 3037-3044.

Cui, L., Zhu, X., Ma, M., Ouyang, Y., Dong, M., Zhu, W., & Luo, S. (2008). Phosphorus sorption capacities and physicochemical properties of nine substrate materials for constructed wetland. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 55(2), 210-217.

Cyrus, J., & Reddy, G. (2010). Sorption and desorption of phosphorus by shale: batch and column studies.

Del Bubba, M., Arias, C. A., & Brix, H. (2003). Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Research*, 37(14), 3390-3400.

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.

Ederth, T. (2012) Adsorptionsisotermer. (Elektronisk) *Liu.se*. Tillgänglig: <https://people.ifm.liu.se/thoed/TFYA47/2012%20Isotermer.pdf> (2014-08-011)

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

Elding, L., Björn, L.O., Erlandsson, U. (2014) Fosfor. (Elektronisk källa) *Nationalencyklopedin*. Tillgängling: <http://www.ne.se/lang/fosfor> (2014-08-14).

Eveborn, D., Gustafsson, J. P., & Holm, C. (2009). Fosfor i infiltrationsbäddar fastläggning, rörlighet och bedömningsmetoder. *Rapport nr. 2009-0t. Svenskt Vatten Utveckling*.

Eveborn, D. (2013). Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment. *Trita-LWR PHD 1070*.

Garcia, J., Rousseau, D. P., Morato, J., Lesage, E. L. S., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561-661.

Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2012). A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, 44, 337-343.

Gransted, A. (2003). Markens egenskaper och markvård i ekologisk grönsaksodling. *Jordbruksverket*.

Gustafsson, J. P., Renman, A., Renman, G., & Poll, K. (2008). Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. *Water research*, 42(1), 189-197.



- Ham, J., Yoon, C. G., Kim, H. J., & Kim, H. C. (2010). Modeling the effects of constructed wetland on nonpoint source pollution control and reservoir water quality improvement. *Journal of Environmental Sciences*, 22(6), 834-839.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2013). Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avlopps-anläggningar – Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp. *Havs -och Vattenmyndigheten rapportering 2013-09-13*.
- Headley, T., Huett, D., & Davison, L. (2003). Seasonal variation in phosphorus removal processes \_within reed beds-mass balance investigations. *Water Science & Technology*, 48(5), 59-66.
- Hermansson, C. (2014). Fosforrening i enskilda avlopp med rotzonsanläggning. *Miljövetenskap. Lunds Universitet*.
- Holgers, K. (2013). Totalfosfor (tot-P). (Elektronisk) *Ordbok – Hav-och vattenmyndigheten*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/q---t/ordbok-q-t/2013-03-14-totalfosfor-tot-p.html> (2014-07-16).
- Hylander, L. D., & Simán, G. (2001). Plant availability of phosphorus sorbed to potential wastewater treatment materials. *Biology and fertility of soils*, 34(1), 42-48.
- Hylander, L. D., Kietlińska, A., Renman, G., & Simán, G. (2006). Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresource technology*, 97(7), 914-921.
- Johnsson, M. (2014) Adsorption. (Elektronisk) *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <<http://www.ne.se/lang/adsorption>> (2014-07-09).
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press.
- Kubista, M., & Stensson, P. (2014) Absorption. (Elektronisk) *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <<http://www.ne.se/lang/absorption/107431>> (2014-07-09).
- Lantzke, I. R., Heritage, A. D., Pistillo, G., & Mitchell, D. S. (1998). Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. *Water research*, 32(4), 1280-1286.
- Lantzke, I. R., Mitchell, D. S., Heritage, A. D., & Sharma, K. P. (1999). A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. *Ecological Engineering*, 12(1), 93-105.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., & Gersberg, R. M. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18(2), 157-171.
- Mateus, D. M., Vaz, M., & Pinho, H. J. (2012). Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. *Ecological Engineering*, 41, 65-69.

Moore, A., & Reddy, K. R. (1994). Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 955-964.

Nationalencyklopedin. (2014) Langmuirs adsorptionsisoterm. (Elektronisk) *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: <http://www.ne.se/langmuirs-adsorptionsisoterm> (2014-08-11).

Naturvårdsverket (2008). Små avloppsanläggningar – handbok till praktiska råd. (Elektronisk) *Hav-och vattenmyndigheten*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f7c41/1381136453410/handbok-sma-avloppsanlaggningar.pdf> (2014-07-16)

Naturvårdsverket (2004). Utsläpp till vatten år 2010 – delmål, åtgärder och styrmedel. *Naturvårdsverket - Rapport 5364*.

Palm, O., Elmefors, E., Moraeus, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P., Eveborn, D. (2012). Läget inom markbaserad avloppshantering – Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp. *Rapport 6484. Naturvårdsverket*

Persson, G (1998). Fosforomsättning. (Elektronisk) *Institutionen för miljöanalys-SLU*. Tillgänglig: <http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/P-cykel.ssi>(2014-07-16)

Ridderstolpe P., (2009). Markbaserad rening – en förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. Rapport 2009:77 (rapportserien för Länsstyrelsen Västra Götalands län)

Rustige, H., Tomac, I., & Hner, G. (2003). Investigations on phosphorus retention in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 48(5), 67-74.

Sandec/Eawag. (2009a) File:Vertical flow constructed wetland.png. (Elektronisk) *Akvopedia* Tillgänglig: [http://akvopedia.org/wiki/File:Vertical\\_flow\\_constructed\\_wetland.png](http://akvopedia.org/wiki/File:Vertical_flow_constructed_wetland.png) (2014-07-14)

Sandec/Eawag. (2009b) File:Horizontal subsurface flow constructed wetland.png. (Elektronisk) *Akvopedia* Tillgänglig: [http://akvopedia.org/wiki/File:Horizontal\\_subsurface\\_flow\\_consructed\\_wetland.png](http://akvopedia.org/wiki/File:Horizontal_subsurface_flow_consructed_wetland.png) (2014-07-14)

Stumm, W., & Morgan, J. J. (1981). *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. John Wiley.

Svensson, C. (1996). Översikt av fysikaliska egenskaper hos kornfraktionerna. (Elektronisk). *Conny Svensson Ingenjörgeologiska Exkursion*. Tillgänglig: <http://connywww.tg.lth.se/Sv.jordarterdokument/IndelnigeSammansttning/egenskkornfrdoku ment/permeabilitet.html> (2014-07-16)

Tang, X. Q., Huang, S. L., & Scholz, M. (2009). Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23(3), 180-188.

Theil-Nielsen, Jon, Persson, Pär & Kamp Nielsen, Lars (red.) (2005). *Rent vand - helt enkelt !: en håndbog med mange gode metoder og ideer der kan hjælpe os med at få rent vand*. [Helsingborg: Miljönämnden]

Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70-89.

Wittgren, H. B., & Maehlum, T. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35(5), 45-53.

Wu, J., He, F., Xu, D., Wang, R., Zhang, X., Xiao, E., & Wu, Z. (2011). Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Water Science & Technology*, 60(2):483-9.

Yan, Y., & Xu, J. (2014). Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: a review. *Wetlands*, 34(2), 243-253.

Zurayk, R., Nimah, M., Geha, Y., & Rizk, C. (1997). Phosphorus retention in the soil matrix of constructed wetlands. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 28(6-8), 521-535.