



Aalto-universitetet
Högskolan för ingenjörsvetenskaper

Andreas Svarvar

**Utnyttjandet av ett naturenligt system för såväl avancerad
behandling av renat avloppsvatten som rekreation – en
sammanställning av grundprinciper vid utformning**

Diplomarbete, inlämnat för granskning, för avläggande av
diplomingenjörexamen.

Esbo 4.6.2012

Övervakare: Professor Riku Vahala

Handledare: TkL Pirjo Rantanen, Aalto-universitetet

Handledare: Pertti Reinikainen, Vasa Vatten

AALTO-UNIVERSITETET HÖGSKOLORNA FÖR TEKNIK PB 12100, 00076 AALTO http://www.aalto.fi		SAMMANDRAG AV DIPLOMARBETET	
Författare: Andreas Svarvar			
Titel: Utnyttjandet av ett naturenligt system för såväl avancerad behandling av renat avloppsvatten som rekreation – en sammanställning av grundprinciper vid utformning			
Högskola: Högskolan för ingenjörsvetenskaper			
Institution: Institutionen för samhälls- och miljöteknik			
Professur: Vatten- och avloppsteknik		Kod: YHD-73	
Övervakare: Professor Riku Vahala			
Handledare: TkL Pirjo Rantanen, Pertti Reinikainen (Vasa Vatten)			
<p>Olika typer av våtmarker har används länge för vattenrening i varma klimat och har på senare tid även börjat användas i nordligare klimat. Olika metoder, mer eller mindre naturenliga, har tillämpats vid olika platser beroende på önskad funktion.</p> <p>Detta examensarbete har sammanställts på önskan av Vasa Vatten som en förundersökning ifall området utanför Påttiska reningsverket i Vasa lämpar sig för ett naturenligt reningssystem. Detta system skall ta omhand utsläppsvattnet från reningsverket och bör samtidigt erbjuda viss möjlighet till rekreation.</p> <p>För att undersöka detta sammanställs ett antal grundprinciper kring utformningen av några använda naturenliga reningssystem. Dessutom granskas viss teori kring utformningen av parker för att ha en grund vid sammanförslsen av dessa två.</p> <p>De typer av naturenliga system som granskas är ytavrinning, snabb och långsam infiltration samt följande typer av våtmarker; naturliga, anlagda med öppen vattenyta (free watersurface) och anlagda med flöde under ytan (subsurface flow)</p> <p>Ekvationer för utformningen för dessa olika naturenliga reningssystem presenteras och utnyttjas vid valet passande system för Påttiska reningsverket. Som anpassningsbart system valdes ett system baserat på SSF med vissa tillämpningar.</p>			
Datum: 4.6.2012		Språk: Svenska	Sidantal: 18 + <u>116</u> + 1
Nyckelord: anlagd våtmark, vattenrening, fosforreducering, kvävereducering			

AALTOUNIVERSITY SCHOOLS OF TECHNOLOGY PO Box 12100, FI-00076 AALTO http://www.aalto.fi		ABSTRACT OF THE MASTER'S THESIS	
Author: Andreas Svarvar			
Title: Utilizing a constructed wetland for treatment of effluent as well as for recreation – a collection of designprinciples			
School: School of Engineering			
Department: Civil and Environmental Engineering			
Professorship: Water and Wastewater Engineering		Code: YHD-73	
Supervisor: Professor Riku Vahala			
Instructors: Lic.Sc.(Tech.) Pirjo Rantanen, Pertti Reinikainen (Vaasan Vesi)			
<p>Different types of wetlands have been used for a long time in warm climates for treatment of water and has recently also seen more and more use in colder climates. Different methods, more or less natural, have been applied in different places depending on the desired function.</p> <p>This thesis has been compiled for Vaasan Vesi as an investigation if the area outside of Pättäskä wastewater treatment plant in Vaasa is suitable for such a system. The system will receive effluent from the treatment plant and should at the same time provide an opportunity for recreation.</p> <p>To examine this, principles regarding the design of such systems were compiled. Also, some theories regarding the design of parks were analyzed as to offer a basis for the combining of the two.</p> <p>The natural systems that were analyzed are surface runoff, slow and fast infiltration as well as the following types of wetlands; natural, constructed with free water surface (FWS) and constructed with subsurface flow (SSF).</p> <p>Equations for the design of these systems are presented and utilized in the choosing of a suitable system for Pättäskä wastewater treatment plant. SSF was chosen as a suitable system with some applications.</p>			
Date: 4.6.2012		Language: Swedish	Number of pages: 18 + <u>116</u> + 1
Keywords: constructed wetland, watertreatment, phosphorus reduction, nitrogen reduction			

FÖRORD

Detta examensarbete är sammanställt på önskan av Vasa Vatten som en förundersökning av en idé för att minska punktbelastningen från Påttska reningsverket i Brändö, Vasa.

Ett stort tack till Pertti Reinikainen vid Vasa Vatten, som gav mig möjligheten till detta ämne, samt Christine Bonn och Malin Henriksson vid Vasa stadsplanering och Johanna Mäkinen vid Vasa Vatten. Utan dem hade detta arbete inte sett dagens ljus.

Från universitetets sida vill jag tacka ansvarige professor Riku Vahala för godkännandet av ämnet samt godkännandet av det slutgiltiga examensarbetet.

Och sist, vill jag ge ett extra stort tack till min handledare vid universitetet, TkL Pirjo Rantanen, utan vars hjälp, och positiva attityd trots motgångar, jag aldrig hade klarat av att sammanställa detta examensarbete.

Esbo 4.6.2012

Andreas Svarvar

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammandrag

Abstract

Förord

Innehållsförteckning.....	v
Använda förkortningar.....	x
Matematiska symboler.....	xi
Ordlista.....	xiii
Figurer.....	xvi
Tabeller.....	xviii
1. Inledning.....	1
1.1. Bakgrund.....	1
1.2. Problembeskrivning och avgränsningar.....	1
1.3. Material och metoder.....	2
2. Naturenliga behandlingsmetoder för vatten.....	3
2.1. Jordmånsbehandling.....	3
2.1.1. Långsam infiltration.....	4
2.1.2. Snabb infiltration.....	5
2.1.3. Ytavrinning.....	6
2.2. Våtmarksreningsverk.....	7
2.2.1. Naturlig våtmark.....	7
2.2.2. Anlagd våtmark.....	8
2.2.3. Öppen vattenyta, FWS.....	9
2.2.4. Täckt vattenyta med horisontalt flöde, SSF HF.....	10
2.2.5. Täckt vattenyta med vertikalt flöde, SSF VF.....	11
2.2.6. Hybrider.....	12
2.3. Damm-system och FVS.....	13
2.3.1. Vattenhyacint.....	14
2.3.2. Andmat.....	14
2.3.3. Spikblad.....	14
2.3.4. Konstgjorda flytande öar, AFI.....	14

3.	Processer i naturenliga system.....	16
3.1.	Processer i samband med kvävereduktion.....	16
3.1.1.	Sedimentation.....	16
3.1.2.	Ammonifikation.....	17
3.1.3.	Avdunsting av ammoniak.....	18
3.1.4.	Nitrifikation.....	19
3.1.5.	Denitrifikation.....	21
3.1.6.	Assimilation.....	23
3.1.7.	Fixering.....	25
3.1.8.	Adsorption.....	25
3.1.9.	ANAMMOX.....	26
3.2.	Processer i samband med fosforreduktion.....	26
3.2.1.	Sedimentation.....	27
3.2.2.	Anhopning.....	27
3.2.3.	Adsorption och utfällning.....	27
3.2.4.	Mikrobernas upptag.....	28
3.2.5.	Växternas upptag.....	29
3.3.	Fasta partiklar.....	30
3.4.	Organiska ämnen.....	30
3.5.	Mikroorganismer.....	31
4.	Planeringskriterier för naturenliga system.....	32
4.1.	Långsam infiltration.....	33
4.1.1.	Plats.....	33
4.1.2.	Klimat och val av växtlighet samt utdelning av vatten.....	33
4.1.3.	Viktiga tekniska parametrar vid utformning.....	34
4.2.	Snabb infiltration.....	36
4.2.1.	Plats.....	37
4.2.2.	Klimat.....	37
4.2.3.	Val av metod för utdelning av vatten.....	37
4.2.4.	Viktiga tekniska parametrar vid utformning.....	37
4.3.	Ytavrinning.....	43
4.3.1.	Plats.....	43

4.3.2.	Klimat och val av växt	44
4.3.3.	Val av metod för utdelning av vatten.....	44
4.3.4.	Viktiga tekniska parametrar vid utformning	46
4.4.	FWS och SSF	49
4.4.1.	Plats	49
4.4.2.	Klimat och val av växtlighet	49
4.4.3.	Viktiga tekniska parametrar vid utformning	51
4.5.	FVS.....	60
4.5.1.	Plats	60
4.5.2.	Klimat och val av växtlighet	60
4.5.3.	Skörd och val av system baserat på växt.....	62
4.5.4.	Viktiga tekniska parametrar vid utformningen	62
4.5.5.	AFI system	65
4.5.6.	Övrigt	65
4.6.	Sammanfattning.....	65
5.	Att planera ett NRS.....	67
5.1.	Grundprinciper	67
5.1.1.	En vilja bör finnas	67
5.1.2.	Varför naturlig.....	68
5.1.3.	Hälsofaktorer.....	69
5.1.4.	Varför allmän aktivitet i området.....	69
5.1.5.	Patogener.....	70
5.1.6.	Grundvatten.....	71
5.1.7.	Växtlighet.....	71
5.1.8.	Möjliga åkommor.....	71
5.2.	Att utforma en park	74
5.2.1.	Artrik	74
5.2.2.	Rofylld	75
5.2.3.	Allmänningen.....	75
5.2.4.	Samvaro.....	75
5.2.5.	Rymd	75
5.2.6.	Viste	76

5.2.7.	Kultur/Historia	76
5.2.8.	Vild.....	76
5.2.9.	Sammanfattning	76
5.3.	Modellering	79
5.3.1.	Generellt kring modellering	79
5.3.2.	Att modellera en våtmark.....	80
6.	Tillämpning för Vasa Vatten	85
6.1.	Bakgrund	85
6.2.	Vasas grönområdesstruktur	87
6.3.	Bakgrundsinformation.....	88
6.4.	Modell över området kring Påttska reningsverket.....	90
6.5.	Tillämpningen av naturliga system	94
7.	Påttska Parken.....	95
	Förslag A	96
	Förslag B	99
	Förslag C	103
	Förslag D.....	105
	Förslag E.....	107
	Förslag F – en kombination.....	108
8.	Diskussion.....	110
8.1.	Utformingen av arbetet.....	110
8.2.	Misslyckandet av modellen	111
8.3.	Våtmark-termen.....	111
8.4.	Förslag för vidare forskning	112
8.5.	Påttska parken.....	112
9.	Slutsatser.....	114
9.1.	Våtmarker för behandling av renat avloppsvatten	114
9.2.	Tillämpningsmöjligheterna för Påttska reningsverket.....	115
	Källor.....	117
	Bilaga 1	1

ANVÄNDA FÖRKORTNINGAR

AFI	<i>Artificial Floating Island</i> , konstgjord flytande ö
BOD	<i>Biochemical Oxygen Demand</i> , se även ordlista
FVS	Fria Vattenväxtsystem
FWS	<i>Free Water Surface</i> , våtmarksreningsverk med öppen vattenyta
HF	<i>Horizontal Flow</i> , horisontellt flöde
N	Kväve
NRS	Naturenligt Reningsssystem
P	Fosfor
SS	<i>Suspended Solids</i> , fasta partiklar som finns uppslammade i vattnet
SSF	<i>Subsurface Flow</i> , våtmarksreningsverk med täckt vattenyta
VF	<i>Vertical Flow</i> , vertikalt flöde

MATEMATISKA SYMBOLER

$A_{cs}, A_{fws}, A_i, A_s, A_{ssf}, A_w$	[m ²]	Area
A_v	[m ² /m ³]	Specifik area för mikrobiologisk aktivitet
B	[-]	Empiriskt bestämd koefficient beroende på q
$C, C_0, C_e, C_n, C_o, C_p, C_z$	[mg/l]	Koncentration av ämne
c_{AP}	[d]	Del av cykel då vatten tillsätts
c_{DP}	[d]	Del av cykel som används för torkning
D	[m]	Tjocklek av zon
D_s	[d]	Antal dagar som lagring används
d	[m]	Djup
E	[%]	Sedimentationen av SS i procent
E_e	[MJ/m ² /d]	Energiförlust till atmosfären
ET	[mm/d]	Evapotranspiration
F	[m/a]	Anpassningsvariabel
$f(t)$	[-]	Sannolikhetsfördelningsfunktion av t
G	[MJ/m ² /d]	Energi som leds från marken
H, H_c, H_d	[m]	Höjd
I	[m/h] [m/d]	Infiltrationshastighet
K	[m ³ /m ² d]	Hydraulisk ledningsförmåga
K_T	[d ⁻¹]	Hastighetskonstant vid temperaturen T i °C
k	[-]	Empiriskt bestämd hastighetskonstant
k_s	[m ³ /m ² d]	Specifik hydraulisk ledningsförmåga
L	[m]	Avstånd mellan
L_w	[m/a]	Hydraulisk belastning

L_{wp}, L_{wn}	[mm/d]	Tillåten hydraulisk belastning
l	[m]	Längd
N	[-]	Empiriskt bestämd exponent (< 1)
n	[-]	Andel av något
n_{BOD}	[-]	Empiriskt bestämd andel för BOD
OD	[d/a]	Dagar av året bassängen är i bruk
O_t	[h/d]	Driftcykelns totala längd
P	[mm/d]	Nederbörd
Q	[m ³ /d] [m ³ /h]	Flöde
q	[m ³ /h·m]	Inflöde
R_a	[m/a]	Medelinflödes hastighet
S	[m/m][%]	Lutning
t	[d]	tid
t'	[d]	Retentionstiden i porerna
t_{max}	[s]	Den maximala tiden ur $f(t)$
t_{fall}	[s]	tid det tar för en partikel att <i>falla</i> till botten
U	[kg/10 ³ m ²]	Vegetationens upptag
U_i, U_0	[MJ/m ² d]	Energi
W	[m]	Bredd
W_p	[mm/d]	Infiltration
Z	[m]	Längden av sluttningen
α	[-]	Porösheten hos substratet
ΔV_s	[m ³ /a]	Nettoförändring av volym

ORDLISTA

Aerob	Motsats till <i>Anaerob</i> . Tillgång till syre. Kan syfta på en organism som behöver syre för sin överlevnad eller på en miljö innehållandes syre.
Adsorption	Sker då ett ämne löst i en vätska fastnar på ytan av ett fast material eller vätska. Ej att förväxla med absorption.
Anaerob	Motsats till <i>Aerob</i> . Avsaknad av syre. Kan syfta på en organism som inte behöver syre för sin överlevnad eller på en miljö där syre saknas.
Anox	Beskriver ett nästan anaerobt förhållande.
Autotrof	En organism som är får sin energi från fotosyntes eller oxidation av oorganiska ämnen.
BOD	Ett mått för hur mycket biologiskt nedbrytbart ämne det finns i vatten.
Deaminering	Process då en aminogrupp tas bort från en molekyl.
Evapotranspiration	Summan av transpirationen från vegetationen och avdunstningen av vatten
Fakultativ	(En organisms) möjlighet att använda sig av syre och nitrat i sin metabolism.
Fotosyntes	Process där levande organismer producerar energi m.hj.a. solljus.

Förna	Ett skikt av jordmånen (alternativt <i>en jordmån</i>). Består av döda men inte fullständigt nedbrytna växt- och djurdelar. I detta arbete syftar Förna endast på den del av växt- och djurdelarna som är ovanpå markytan.
Heterotrof	En organism som behöver organiska ämnen till sin energiproduktion.
Humus	Den del av Förnan som börjat brytas ned men ännu inte är fullständigt nedbruten. Man kan inte längre med blotta ögat urskilja ursprunget av de växt- och djurdelar som bryts ned. I vattensystem kan humus även vara flytande. I detta arbete syftar humus på den del av förnan som är under markytan.
Infiltration	Process där vatten tränger ner i marken istället för att rinna ovanpå.
Jordmån	Den del av jorden som inte har förändrats sedan bildningen. Består av flera parallella skikt som klassas och namnges enligt innehåll. Dessa skikt kan även syftas till som <i>en jordmån</i> .
Kemo-*	Prefix. Syftar på en organisms egenskap att erhålla sin energi genom oxidation av reduktionsmaterial.
Litotrof	Motsats till <i>organotrof</i> . Organism som erhåller sitt väte eller elektroner, som behövs vid biosyntes eller respiration, från oorganiskt material.
Makrofytt	En växt som lever i vatten. Den kan vara <i>framväxande</i> , <i>icke-framväxande</i> eller <i>flytande</i> . Framväxande har en del av växten ovanför vattenytan, icke-framväxande hålls under vattenytan och flytande flyter på vattenytan. Ifall flytande inte har sina rötter fästa i botten så kallas de <i>fritt flytande</i>

Mekanisk rening	En metod för att avlägsna fast material ur avloppsvatten, exempelvis rensgaller eller försedimentering.
Näringsämnen	Syftar i detta arbete till den totala mängden N och den totala mängden P, oberoende av form, som finnstillgänglig i vattnet eller jordmånen.
Organotrof	Motsats till <i>litotrof</i> . Organism som erhåller sitt väte eller elektroner, som behövs vid biosyntes eller respiration, från organiskt material.
Patogen	Något som orsakar sjukdomar, exempelvis en bakterie. En bakterie behöver dock nödvändigtvis inte vara en patogen.
Permeabel	Beskriver i detta arbete ett poröst ämnes egenskap att släppa vatten igenom sig.
Retentionstid	En term för att beskriva den tid det tar för vatten att färdas genom systemet.
Sediment	En avlagring av fasta partiklar som uppstått då dessa sjunkigt ned till botten av vätskan. Processen av bildandet av sediment kallas <i>sedimentering</i> .
Sorption	En kombination av adsorption och utfällning
Substrat	Är ett fysiskt material, syftar i detta arbete bl.a. på jord, sand, grus, sten eller växter och deras rötter.
Urlakning	Processen genom vilken en beståndsdel av ett fast ämne avges för att upplösas i ett flytande.
Utfällning	Sker då en substans övergår från att vara löst i ett vätska till att inte längre vara det bildas en <i>utfällning</i> . Även processen som sådan kan kallas <i>utfällning</i> .

FIGURER

Figur 1. Principbild av långsam infiltration med diken (Metcalf & Eddy, 1991).....	4
Figur 2. Olika versioner av snabb infiltrering (Karttunen, 2004)	5
Figur 3. Principbild av en typ av ytavrinningsystem (Karttunen, 2004)	6
Figur 4. Holmsslätorna i Gerby, Vasa. Fotograf Malin Henriksson, Vasa Stad 2009.....	8
Figur 5. Ett exempel på en FWS (Vymazal, 2010).....	10
Figur 6. Schematisk bild av ett SSF HF (Metcalf & Eddy, 1991)	11
Figur 7. Schematisk bild på en SSF VF (Vymazal, 2010)	11
Figur 8. Schematisk bild på ett två-steps HF-VF system (Vymazal, 2007).....	12
Figur 9. Schematiskt upplägg av en AFI (Zhu, Li, & Ketola, 2011)	15
Figur 10. Sammanfattning av planeringssteg (Metcalf & Eddy, 1991)	32
Figur 11. Schematisk bild av utplacering av drenäringsbrunnar (Metcalf & Eddy, 1991)	43
Figur 12. Schematisk bild av ett flerventilsystem (Vesilind & Rooke, 2003)	45
Figur 13. Schematisk bild av ett duschsystem	45
Figur 14. Typiska placeringar för sprinkler-munstycken vid ytavrinning (Metcalf & Eddy, 1991).....	46
Figur 15. Jämförelse av utformning av bassänger i FWS (Persson, Somes, & Wong, 1999)	56
Figur 16. De åtta parkkaraktärerna (Nordh, 2006)(Grahn 1991)	78
Figur 17. Utvecklingen av en modell (Olsson & Newell, 1999)	80
Figur 18. Symbolförklaring för bilderna i kapitel 5.3.2.....	81
Figur 19. Schematisk bild av vattenflödet i en modell.....	82
Figur 20. Schematisk bild av jordmånens uppdelning i celler i en model	82
Figur 21. Schematisk bild av näringsämnenas flöde i en model.....	83
Figur 22. Schematisk bild av vegetationens uppdelning i celler i en model.....	84
Figur 23. Beståndsdelar och deras samverkan i en enhetlig modell	84
Figur 24. Näringsämnenas flöde i en model (Kadlec, 1988) Error! Bookmark not defined.	
Figur 25. Flygfoto med Påttska reningsverkets avledningsrör utmärkt (Vasa Vatten)...	86
Figur 26. Flygfoto och planen över området kring Påttska reningsverket	87
Figur 27. Schematisk bild av hur cellerna sammankopplades	91

Figur 28. Schematisk bild av hur modellen visualiserades	93
Figur 29. Genomskärning längsmed förslag A	97
Figur 30. Genomskärning tvärs över förslag A.....	97
Figur 31. Förslag A sett uppifrån	97
Figur 32. Genomgång av reningsprocesserna	98
Figur 33. Anhopning av sediment.....	99
Figur 34. Skiss från sidan.....	100
Figur 35. Genomskärning	100
Figur 36. Schematisk framställning av zonerna uppifrån	101
Figur 37. Eventuell utplacering av SSF med HF och bron	101
Figur 38. Genomskärning av sektionen med SSF med HF	102
Figur 39. Genomskärning av förslag C.....	104
Figur 40. Bild ovanifrån på förslag C	104
Figur 41. Skisser kring utformingen	106
Figur 42. Förslag F utskisserat på ett flygfoto	109

TABELLER

Tabell 1. Typvärden för reduktion vid snabb infiltration.....	39
Tabell 2. Tabell över typvärden för cykellängder	40
Tabell 3. Tabell över cykel och antal bassänger vid snabb infiltration.....	41
Tabell 4. Typvärden vid utformningen av våtmarker	60
Tabell 5. Jämförelse av olika FVS	64
Tabell 6. Sammanfattning av våtmarksreningsverk (Karttunen, 2004)	66
Tabell 7. Fördelningen av barn och ungdomar inom parker	70
Tabell 8. Antal sjukdomsfall per hundra deltagare	73
Tabell 9. Sannolikheten att insjukna	73
Tabell 10. Tabell över de vanligaste aktiviteterna	77
Tabell 11. Årsmedeltal från Påttska reningsverket	89
Tabell 12. Månadsmedeltal för sommaren 2011	89
Tabell 13. Uträknat medeltal för daglig belastning och eftersökt reduktion.....	90

1. INLEDNING

1.1. BAKGRUND

Hållbar utveckling och miljömedvetenhet har den senaste tiden vuxit allt starkare inom samhället. Fastän naturliga metoder för behandling av vatten länge har användts har de nu återigen kommit i fokus och mycket forskning kring effektivisering har utförts. Flera former av konstruerade områden med de naturliga processerna som förebild har uppkommit och anpassats enligt syfte.

Utnyttjandet av naturenliga system som en steg i behandlingen av avloppsvatten är vanlig i de varmare delarna av världen men tillämpningen i kallare klimat har varit sparsam. Då intresset för dessa naturenliga metoder på senare tid har ökat har viss forskning kring möjligheterna för anpassning och utförande i nordiska klimat utförts.

1.2. PROBLEMBESKRIVNING OCH AVGRÄNSNINGAR

Påttska reningsverket på Brändö, i Vasa, anses vara en alltför stor punktbelastare av de närliggande vattendragen och deras miljölov innehåller vissa krav som orsakar stora kostnader för reningsverkets ägare, Vasa Vatten. Som en alternativ lösning för att uppfylla kravena hade Vasa Vatten i samråd med Vasa stadsplanering kommit fram till att ett naturenligt system kunde eventuellt utnyttjas och eftersom generalplanen för området i hade en naturstig och parker utritade, föreslogs att dessa kunde kombineras.

Problemet som undersöks är anpassningsmöjligheten av ett naturenligt system till det nordiska klimat som råder i Vasa stad. Systemet bör åstadkomma en reduktion av oönskade ämnen samtidigt som området bör vara lämpat för rekreation.

Vid granskningen av de olika befintliga typerna av naturenliga system sätts endast reduktionen av fosfor, kväve, BOD och SS i fokus. Ingen slutgiltig detaljplan för ett naturenligt system utanför Påttska reningsverket kommer att produceras, utan syftet med arbetet är endast att se vilka metoder som finns och hur de lämpar sig såväl till klimatet som till att användas som parkområde. Flera förslag på hur ett sådant system eventuell kunde se ut kommer att utföras för att exemplifiera tillämpningsmöjligheten.

1.3. MATERIAL OCH METODER

Som metod för arbetet valdes litterärforskning för att sammanställa vilka olika typer av naturenliga system som finns, vilka processer som utför den eftersökta reduktionen och hur dylika system planeras. I hopp om att underlätta planeringsprocessen och se hur förändringar i utformningen påverkar resultatet påbörjades arbetet med att sammanställa en modell med data ur litteraturen. Modellen förkastades dock efter att den visat sig olämplig för ändamålet och vikten av arbetet gick i det skedet över till sammanställningen av planeringsprinciperna som sedan användes vid framställningen av de förslag som presenteras.

I litteraturen används termen 'våtmark' för att syfta till flera olika naturliga och naturenliga system. Eftersom det lätt kan leda till viss misstolkning används i detta arbete termen *naturenligt reningssystem, NRS*, vid syftningen till ett tekniskt planerat område som utnyttjar flera tillgängliga naturenliga system för att uppnå bästa möjliga reningsresultat. I Bilaga 1 finns en grafisk representation av den hierarkiska ordningen av olika system och deras benämningar som används i detta arbete.

2. NATURENLIGA BEHANDLINGSMETODER FÖR VATTEN

I naturen sker flertalet fysikaliska, kemiska och biologiska processer då vatten, jord, vegetation, mikroorganismer och atmosfär kommer i kontakt med varandra. De är alla en del av ett, eller flera, ekosystem och bildar tillsammans ett naturligt system. Systemet utnyttjar ämnen som finns i vattnet genom olika processer och åstadkommer således en reduktion av vissa ämnens (Metcalf & Eddy, 1991). Processerna som sker i samband med en reduktion av fosfor, kväve, BOD och SS tas upp i detalj i kapitel 3.

Konstruerade varianter av dessa naturliga system finns och eftersträvar att effektivisera en, eller flera, av de processer som sker i naturen. De byggda varianterna av naturliga system hänvisas till härnäst som '*naturenliga system*', eftersom de inte är naturliga, utan endast är konstruerade enligt naturen.

Naturenliga system kan delas in i grupper på olika sätt och detta kapitel kommer att följa den indelning som Rakennusinsinööri (Karttunen, 2004), har gjort, dock med en extra grupp, damm-system (Vesilind & Rooke, 2003). Planeringskriterierna och reduktionskapaciteten för dessa system tas upp i kapitel 4. Se Bilaga 1 för en visuell framställning av indelningen av naturenliga system inklusive alla undergrupper.

Det bör nämnas att alla former av naturenliga system ämnade för behandling av avloppsvatten kräver någon form av mekanisk behandling innan vattnet kan tillåtas rinna ut i systemet (Metcalf & Eddy, 1991). I detta arbete antas vattnet ha behandlats i ett modernt avloppsreningsverk, ifall annat inte nämns, innan det rinner ut i de konstruerade naturenliga systemen.

2.1. JORDMÅNSBEHANDLING

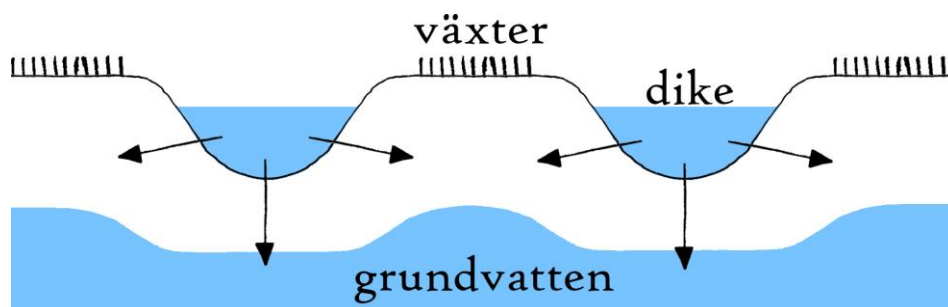
I Finland är jordmånsbehandling den vanligaste formen av ett naturenligt system för behandling av vatten och kan delas in i tre delar; långsam infiltration, snabb infiltration och ytavrinning. (Karttunen, 2004).

2.1.1. LÅNGSAM INFILTRATION

Långsam infiltration är den vanligaste metoden av jordmånsbehandling i dagsläget (Karttunen, 2004) och är en mycket effektiv metod som är speciellt användbar vid höga halter av näringsämnen (Vesilind & Rooke, 2003).

Vid långsam infiltration kommer vattnet i kontakt med jordmånen och vegetationen. Vattnet tas upp av vegetationen eller infiltreras sakta, både horisontellt och vertikalt, i jordmånen. Behandlingen sker antingen medan vattnet flödar genom jordmånen profil eller då det tas upp av vegetationen, används och transpireras. En del av vattnet avdunstar även direkt till atmosfären (Metcalf & Eddy, 1991). Således kommer reningseffekten från både infiltration och evatranspiration, dock mestadels från infiltration (Karttunen, 2004).

Långsam infiltration är en bevattningsmetod för växter som förverkligas genom antingen öppna diken, sprinkler- eller droppsystem. Bevattningssystemet placeras vanligen mellan rader av planterade växter som sedan suger upp vattnet genom jordmånen. Figur 1 visar en principbild av långsam infiltration. Flödet och utformningen anpassas efter växternas behov samt jordmånen egenskaper och överloppsvatten kan återcirkuleras tills önskvärd reduktion har skett. (Karttunen, 2004).

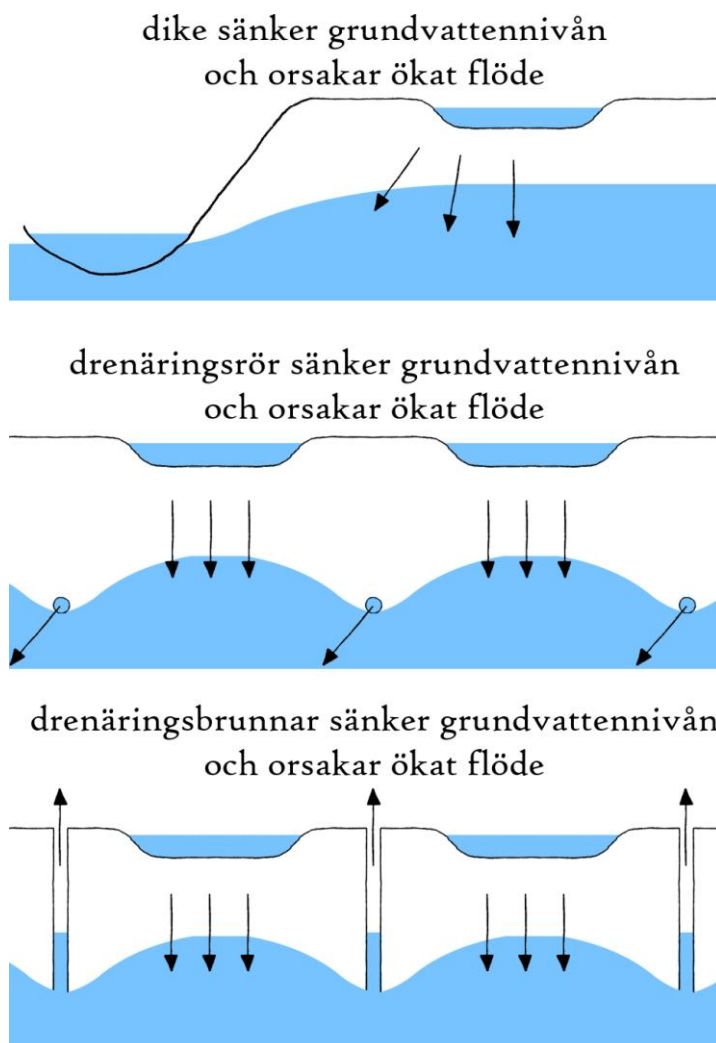


Figur 1. Principbild av långsam infiltration med diken (Metcalf & Eddy, 1991)

Eftersom långsam infiltration är beroende av vegetationen och jordmånen egenskaper påverkar klimatet systemet. Detta gör att de flesta system med långsam infiltration kräver någon form av magasinering vid perioder av köld och riklig nederbörd eftersom infiltrationen då förhindras delvis eller helt och hållet. (Vesilind & Rooke, 2003).

2.1.2. SNABB INFILTRATION

Snabb infiltration påminner mycket om långsam infiltration med den skillnaden att jordmånens infiltrationsegenskaper är i fokus och vattenflödet är större. Eftersom infiltrationshastigheten är högre än i långsam infiltration är inte evapotranspirationen i snabb infiltration av nämnvärd storlek (Karttunen, 2004). För att uppnå denna högre hastighet krävs en mer permeabel jordmån än i långsam infiltration och en längre sträcka av jordmån att infiltreras genom behövs för att uppnå liknande reduktionsresultat (Vesilind & Rooke, 2003).



Figur 2. Olika versioner av snabb infiltrering (Karttunen, 2004)

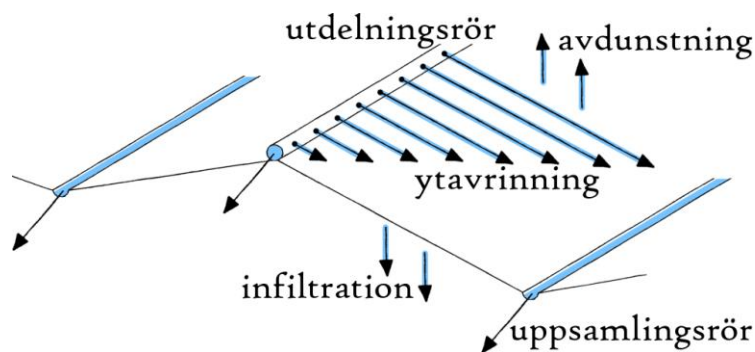
I likhet med långsam infiltration använder sig snabb infiltration av dikes- eller sprinklersystem för utdelning av vattnet. Diket i snabb infiltration är en långgrund bassäng från vilket vattnet flödar till jordmånen vertikalt och horisontellt. För att åstadkomma en tillräckligt lång jordmåsspalt för att uppnå eftersökt reduktion kan grundvattennivån behövas sänkas. Typexempel för sänkning av grundvattennivån ges i Figur 2. (Karttunen, 2004).

Snabb infiltration reducerar även, förutom kväve och fosfor, effektivt metaller, patogener och spår av organiskt material. Reduceringsförmågan av fosfor minskar med tiden, men kan hållas hög i flera år. (Vesilind & Rooke, 2003).

2.1.3. YTAVRINNING

På samma sätt som snabb infiltration utnyttjar och effektiverar en av behandlingsprocesserna i långsam infiltration, utnyttjar och effektiverar ytavrinning en av de andra behandlingsprocesserna. I ytavrinning är evapotranspirationen i fokus och således används områden där marken är kompakt och infiltration inte sker. (Karttunen, 2004).

I praktiken genomförs ytavrinning så att vegetation planteras på en noga utmätt sluttning och vattenkällan placeras på toppen. Vattnet rinner sedan ned för sluttningen och samlas slutligen upp i ett dike eller rör. Precis som tidigare kan ett dike eller sprinklersystem fungera som vattenkälla. (Metcalf & Eddy, 1991).



Figur 3. Principbild av en typ av ytavrinningssystem (Karttunen, 2004)

Ytavrinning tar effektivt bort kväve och patogener men fosforreduceringen är inte alltför effektiv (Vesilind & Rooke, 2003). Reduktionsresultaten påverkas mera av vädret i detta system jämfört med de andra jordmånsbehandlingssystemen (Karttunen, 2004).

2.2. VÅTMARKSRENINGSVERK

Ett våtmarksreningsverk är en våtmark som utnyttjas för behandling av vatten. Fastän många av de processer som sker i en våtmark är väldigt lika de som sker i jordmånsbaserade system, är våtmarken betydligt känsligare för föroreningar och kräver därför effektivare förbehandling av avloppsvattnet än de tidigare nämnda metoderna (Karttunen, 2004).

2.2.1. NATURLIG VÅTMARK

Våtmark är ett begrepp som innefattar många olika typer av, även endast tidvis, våta områden, vilka lokalt har kallats bl.a träsk, mosse och kärr. Dessa områden har en unik flora och fauna p.g.a. kombinationen av både vatten- och markområden. Storleken kan variera från under en hektar till över flera tusen kvadratkilometer och som exempel på stora våtmarker kan ges Florida Everglades och Mekong deltat (Valk & Arnold, 2006). Våtmarker finns på varenda kontinent förutom Antarktis (Vymazal, 2011) och Sveriges naturvårdsverk definierar en våtmark som "*en lång rad naturtyper som har det gemensamt att de är just våta*" och som ett område "*där vattnet under en stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan. Minst hälften av den vegetation som finns är hydrofil, d.v.s. fuktighetsälskande*" (Naturvårdsverket, 2003).

Att försöka definiera entydigt vad som menas med en våtmark är således svårt eftersom den ena våtmarken inte är den andra lik och dessutom kan både växtlighet, djurliv, geologi samt mycket annat variera då man rör sig inom samma våtmark (Ulvholt, 2007). Gemensamt för *naturliga våtmarker* är att de har uppstått genom naturliga processer och är således inte av intresse i detta arbete i annan aspekt än att de är en förebild för anlagda våtmarker.



Figur 4. Holmsslätorna i Gerby, Vasa. Fotograf Malin Henriksson, Vasa Stad 2009

2.2.2. ANLAGD VÅTMARK

En anlagd våtmark är en av människor konstruerad våtmark, d.v.s. något som blivit planerat och byggd för att på bästa sätt utnyttja den aspekt av en naturlig våtmark man eftersöker. Detta kan betyda att vegetationens, markens och dess mikrobiala processer används till att ta bort oönskade ämnen från vattnet eller att specifika förhållanden skapas för att en viss form av liv skall trivas där. Anlagda våtmarker är således inspirerade av naturliga våtmarker men har undergått vissa modifikationer för att uppnå bästa möjliga resultat (Vymazal, 2007). Forskning har visat att anlagda våtmarker, ifall de har konstrueras på rätt sätt, kan användas framgångsrikt även i subarktiska förhållanden (Agroborealis, 2005).

Anlagda våtmarker kan indelas på flera sätt och ett vanligt sätt att dela in dem är genom skillnader i vegetation eller fysiska egenskaper. De fysiska egenskaperna som granskas är vanligtvis de hydrologiska och geomorfologiska egenskaperna (Lewis, 2001). I detta arbete valdes att följa samma indelning som i artikeln 'Constructed Wetlands for

Wastewater Treatment' (Vymazal, 2010), med den skillnaden att ingen vidareindelning enligt den dominanta makrofyten görs.

Anlagda våtmarker delas enligt detta in i *öppen vattenyta*, FWS (eng: *Free Water Surface*), och *täckt vattenyta*, SSF (eng: *Subsurface Flow*). SSF delas sedan in enligt vattnets flödesriktning, *horisontellt flöde* (eng: *Horizontal Flow*), HF, eller *vertikalt flöde* (eng: *Vertical Flow*), VF (Vymazal, 2010). Detta arbete tar således upp fyra olika typer anlagda våtmarker; FWS, SSF med HF, SSF med VF och hybrider, vilka är en kombination av två eller flera av de tidigare nämnda anlagda våtmarkerna. Se Bilaga 1 för en visuell framställning av indelningen.

2.2.3. ÖPPEN VATTENYTA, FWS

Ett FWS är en anlagd våtmark med öppen vattenyta, d.v.s. vattenytan är i direkt kontakt med atmosfären. Dessa system har på den senare tiden blivit populära i Europa, speciellt Sverige och Danmark. Vanligtvis varierar vattendjupet mellan 20 - 40cm. Botten är av sådan jordmån att växter kan slå rot och mera än halva området är täckt av vegetation. Växtligheten skördas inte utan förna och humus tillåts bildas för att ge organiskt kol till de anaerobiska processer som kan finnas där. (Vymazal, 2010).

Storleken på dessa system varierar och planeringen sker oftast på basen av antingen tilltänkt behandlingsvolym eller tillgänglig area (Vymazal, 2010). Då ett FWS används för tertiär rening av renat avloppsvatten konstrueras de oftast i parallella bassänger med en icke-permeabel botten och ett djup på 0,1 - 0,6m samt ett kontinuerligt inflöde av vatten (Metcalf & Eddy, 1991).

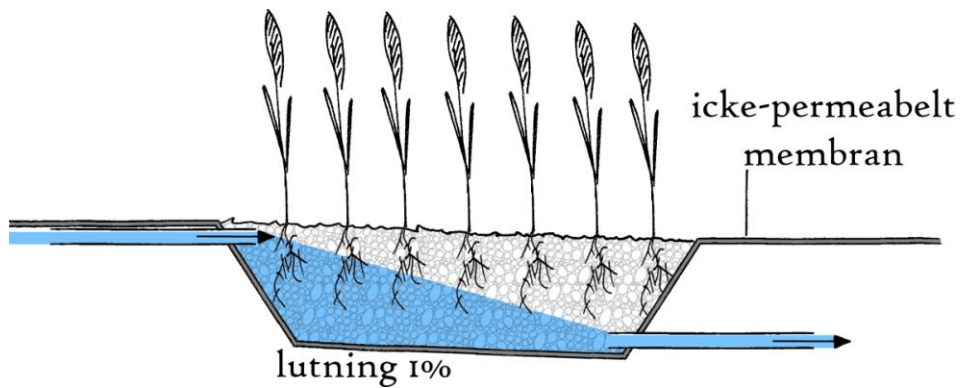
Ett FWS reducerar effektivt organiska ämnen, SS och kväve. Fosforreduceringen är inte lika effektiv eftersom växternas fosforupptag är endast tillfälligt ifall växterna tillåts vissna och brytas ned istället för att skördas. Även en låg fosforkoncentrationen minskar effektiviteten. (Vymazal, 2010).



Figur 5. Ett exempel på en FWS (Vymazal, 2010)

2.2.4. TÄCKT VATTENYTA MED HORIZONTALT FLÖDE, SSF HF

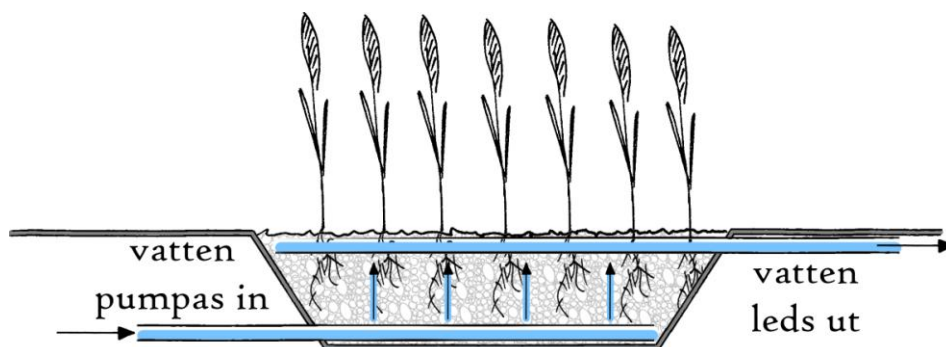
Ett SSF med HF konstrueras oftast som ett dike eller en kanal med en nästan icke-permeabel botten. Kanalerna fylls med grovkornigt substrat, exempelvis sand, grus eller stenar, genom vilket vattnet tillåts flödar (Metcalf & Eddy, 1991). Kanalen har en svag lutning och i slutet samlas vattnet upp och avlägsnas. Växterna uppfyller flera funktioner; de skyddar kanalen från köld, ger bakterier något att växa på och använder även själva en del av näringsämnena (Vymazal, 2010).



Figur 6. Schematisk bild av ett SSF HF (Metcalf & Eddy, 1991)

2.2.5. TÄCKT VATTENYTA MED VERTIKALT FLÖDE, SSF VF

I ett SSF med VF kan vatten flöda såväl uppåt som neråt. I likhet med ett SSF med HF består SSF med VF av en bassäng fylld med grovkornigt substrat. Ytan av substratet täcks med vegetation vars rötter tränger ned i materialet. I ett SSF med VF med riktning nedåt sprids vatten ut ovanpå ytan och rinner ned till botten av bassängen där det samlas upp. I ett system med riktningen uppåt pumpas vattnet ut genom rör på botten av bassängen och sugas uppåt p.g.a. växternas rötter och samlas in genom drenäringsrör just under ytan. Ett SSF med VF behöver mindre area än ett SSF med HF, dock kräver båda typerna av SSF med VF tidvis pumpning av vatten eftersom systemen är dos-baserade, d.v.s. de får en dos vatten och först då allt har runnit ned eller upp pumpas nytt vatten in. (Vymazal, 2010).

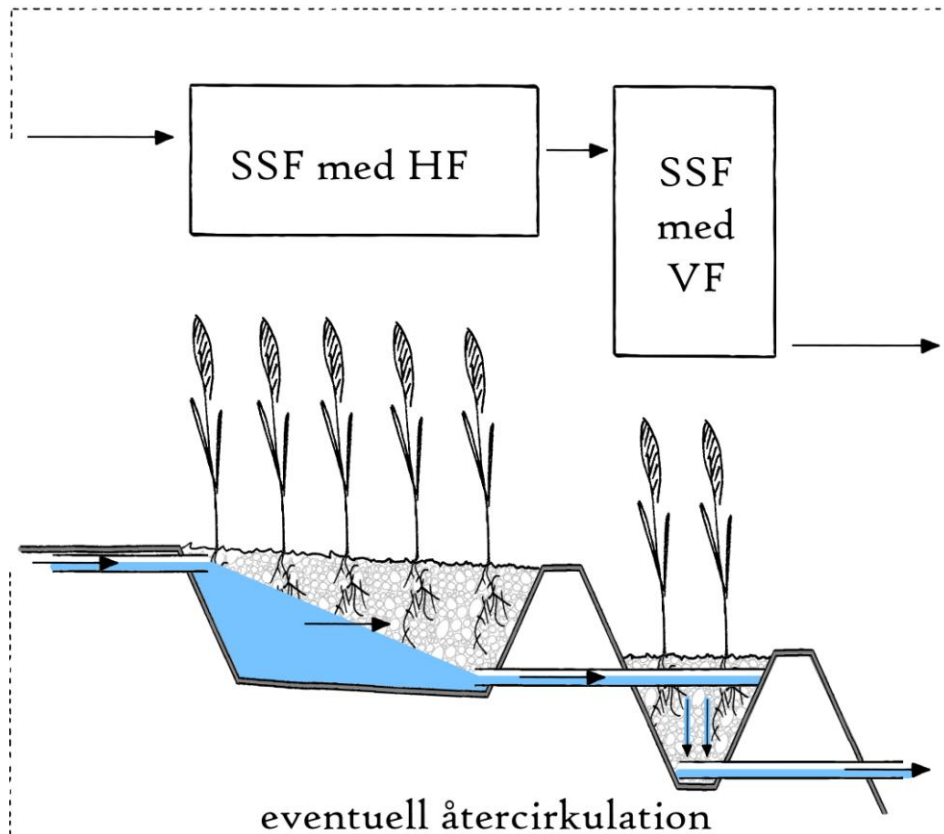


Figur 7. Schematisk bild på en SSF VF (Vymazal, 2010)

2.2.6. HYBRIDER

Hybrider är en kombination av två eller flera av de ovannämnda tre typerna av anlagda våtmarker för att uppnå en bättre behandlinseffekt. De flesta hybrider kombinerar VF och HF och kan ha flera bassänger både parallellt och i serie med möjlighet för återcirkulering av vattnet (Vymazal, 2010). Jämfört med andra typer av anlagda våtmarker behöver hybridssystem mindre area samtidigt som de åstadkommer en högre reduktion (Xie, He, Xu, Dong, Cheng, & Wu, 2012).

Hybridsystemet uppkom genom intresset att förbättra effekten hos anlagda våtmarker och speciellt kväve reduceras bättre i dessa eftersom kapaciteten till syretransport i HF systemet inte längre är en begränsande faktor. I Figur 8 finns ett exempel på hur kombinationen i en hybrid kan utföras. (Vymazal, 2007).



Figur 8. Schematisk bild på ett två-stegs HF-VF system (Vymazal, 2007)

2.3. DAMM-SYSTEM OCH FVS

Ett damm-system (eng. *Lagoon system*) är den nästmest använda formen av naturenliga system för behandling av avloppsvatten. Dessa används främst för primärrening av avloppsvatten och är, i likhet med våtmarker, antingen naturliga eller konstruerade. Skillnaden mellan ett damm-system och ett våtmarkssystem är mängden växtlighet och vattendjupet. (Vesilind & Rooke, 2003).

Damm-system delas ofta in enligt funktionsprinciperna i *aerobisk*, *anaerobisk*, *fakultativ*, *luftad* eller *avdunstning*. Bassängernas djup är vanligen på 0,3 - 6m och kan retentionstiden kan vara över ett halvt år. Dessa lämpar sig bäst för varma klimat så som Afrika, Sydamerika och de södra delarna av USA (Vesilind & Rooke, 2003).

Damm-system byggs oftast i flera steg med flera bassänger och har likt ett modernt reningsverk skilda bassänger för sedimentering och slam. Dock kan deras effektivitet inte jämföras med ett modernt reningsverk (Vesilind & Rooke, 2003) och speciellt inte i finländskt klimat. Fastän dessa inte direkt lämpar sig för kallare klimat är det viktigt att veta att även sjö-liknande system finns och används.

Genom ett försök att effektivera damm-systemen uppkom *Fria Vattenväxsystem*, FVS, (eng: *Free Aquatic System*) och har därefter används i flera olika naturenliga system, även våtmarker. Ett FVS består av fritt flytande makrofyter och de arter som har undersökts mest är vattenhyacint och andmat-familjen. Båda dessa arter bör skördas för att åstadkomma en reduktion av näringsämnen i vattnet. Grundprincipen i FVS är att växterna binder näringen som finns i vattnet och sedan då växterna skördas följer näringsämnena med (Zhu, Li, & Ketola, 2011). Skörden kan exempelvis komposteras (Vesilind & Rooke, 2003). Fastän endast vattenhyacint, andmat och spikblad nämns skillt kan även andra system som använder arter av fritt flytande makrofyter anses vara ett FVS. Ett FVS används främst i kombinatione med ett annat system för att öka kvävereduktionen eftersom fosforreduktionen i ett FVS är minimal (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.1. VATTENHYACINT

FVS med vattenhyacinter (lat. *Eichhornia crassipes*) har undersökts mycket den senare tiden och flera storskaliga pilot-projekt har startats. Vattenhyacinten är speciellt intressant p.g.a. sin snabba tillväxthastighet och rot-system vilket binder till sig bakterier. En stor brist hos vattenhyacinten, med tanke på nordiskt klimat, är att den dör lätt av frost (Vesilind & Rooke, 2003). Näringsupptagningsförmågan hos vattenhyacinten är väldigt temperaturkänslig vilket medför att reduktionen blir betydligt lägre i systemet redan vid lite kallare temperaturer (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.2. ANDMAT

System med andmat (lat: *Lemnaceae*) tål köld betydligt bättre än vattenhyacint men överlever ändå inte kalla vintrar. Andmat har även ett betydligt mindre rotsystem än vattenhyacinter och erbjuder därmed mindre substrat för mikroorganismer och är dessutom känsliga för rörelse, exempelvis av vinden (Vesilind & Rooke, 2003).

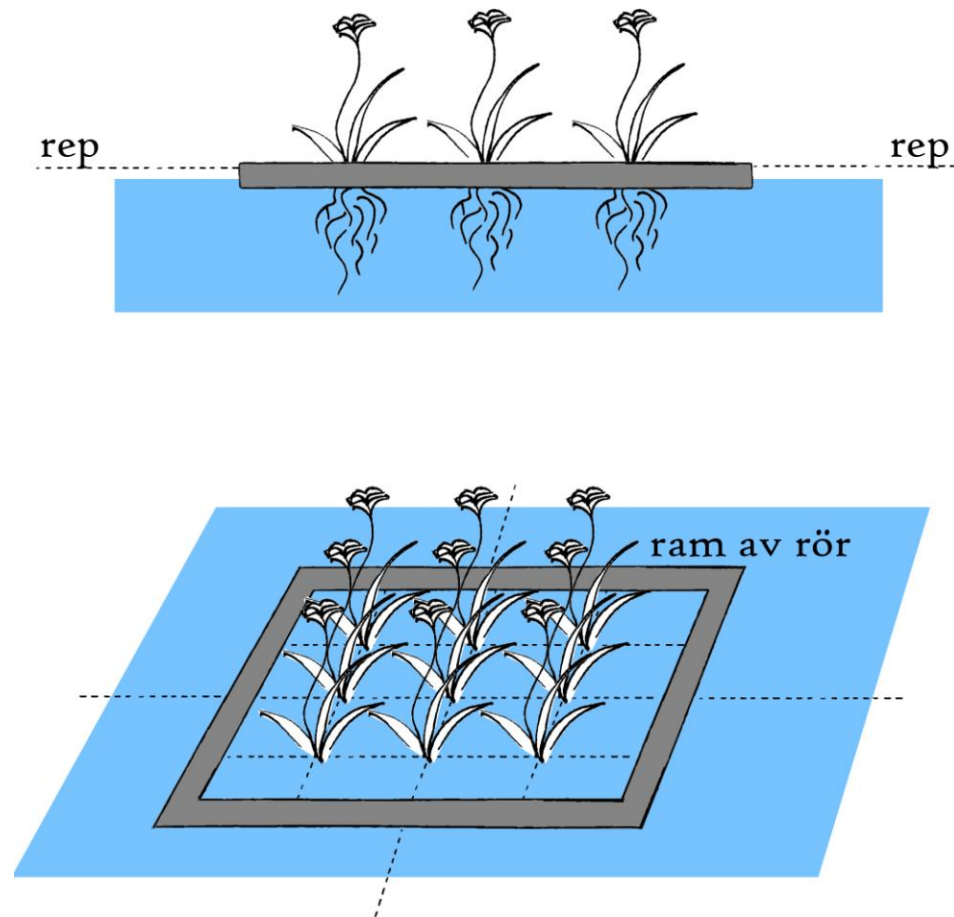
2.3.3. SPIKBLAD

Spikblad (lat. *Hydrocotyle*) är egentligen en växt med rötter i jordmånen men ifall vattnet innehåller tillräckligt höga halter av näringsämnen kan växten bilda stora flytande massor. Växterna sammanflätas och massan växer horisontellt. I klimat där temperaturen närmar sig 0°C under vintern tar spikblad upp betydligt mera näringsämnen än vattenhyacint men trots det är den totala årliga upptagningen mindre (Metcalf & Eddy, 1991).

2.3.4. KONSTGJORDA FLYTANDE ÖAR, AFI

Konstgjorda flytande öar, (eng: *Artificial Floating Islands*) AFI, är ett specialfall av FVS. I ett AFI görs icke-flytande vegetation flytande exempelvis genom att plantorna spänns fast i en flytande ram. Idén är att kunna ha ett FVS bestående av växtarter som vanligtvis inte kan växa fritt på vattenytan. Denna teknologi är tämligen anpassningsbar och metoder för hur och av vad flotten konstrueras samt vilka arter av plantor som används anpassas enligt behov. Nedan i Figur 9 ges ett schematiskt exempel på hur ett sådant system kan konstrueras, bilden är efter en implementation av ett AFI i Kina där

PVC - rör användes för konstruktionen av ramen och rep höll plantorna på plats (Zhu, Li, & Ketola, 2011).



Figur 9. Schematiskt upplägg av en AFI (Zhu, Li, & Ketola, 2011)

3. PROCESSER I NATURENLIGA SYSTEM

Reduktion i naturenliga system sker som tidigare nämnt genom naturliga processer, vilka kan vara såväl kemiska, fysikaliska som biologiska. Dessa processer reducerar halterna av fasta partiklar, organiskt material, spårämnen, mikroorganismer, kväve och fosfor (Metcalf & Eddy, 1991). Reduktionen av kväve och fosfor är av störst vikt i detta arbete och de kommer att behandlas i kapitel 3.1 och 3.2 respektive vilka baserar sig på artikeln *'Removal of nutrients in various types of constructed wetlands'* (Vymazal, 2007) ifall annat inte nämns. Detta kapitel är uppdelat enligt *vad* som reduceras och således finns viss upprepning av de berörda processerna

3.1. PROCESSER I SAMBAND MED KVÄVEREDUKTION

Kvävet i en våtmark är i ständig förändring från en form till en annan och de olika formerna av kväve är hela tiden inblandade i kemisk omvandling från oorganiska till organiska föreningar och tillbaka igen. Vissa av dessa processer kräver energi, vilket vanligen tas från en organisk kolkälla, för att fortlöpa medan andra processer frigör energi, vilket kan utnyttjas av andra organismer för tillväxt och överlevnad. Alla dessa transformationer är nödvändiga för att våtmarkerna ska kunna fungera effektivt och de flesta kemiska förändringar sker m.h.j.a enzymer och katalysatorer inne i levande organismer.

3.1.1. SEDIMENTATION

Viss del av kvävet i vattnet finns bundet i partiklar och följer således med en eventuell sedimentering av dessa partiklar och det finns lagrat mellan 500 - 2000 gN/m² i de översta 30 cm i en våtmarks sediment (Kogan, 2008). En del av det organiska kvävet som ingår i sedimentet kan så småningom bli otillgänglig för ytterligare näringsämnesomsättningen p.g.a. att så mycket torv bildas ovanpå. Det har således blivit *begravt* under annat material. För naturliga våtmarker finns det värden på hur mycket kväve som försvinner ur kretsloppet på det här sättet, dock saknas det data för anlagda våtmarker.

I vissa fall kan kväve som sedimenterats återgå till vattenfasen och en orsak till detta är att vattenlöslig ammoniak produceras genom ammonifikationsprocessen som sker i sedimentet. Sedimentationen i grunda system med en stor belastning inte betraktas som

en reningsprocess, utan som en process vars syfte är att fånga och kvarhålla kvävet i våtmarken där det kan transformeras och denitrifieras. (Kogan, 2008).

Fastän sedimentation i sig inte är en reduktionsprocess kan kvävereduktionen förbättras genom torrläggning av våtmarkens sedimentet med jämna mellanrum. Torrläggningen tillåter det syrefattiga sedimentet att exponeras för syre och därmed kan olika biologiska processer ske mer effektivt, exempelvis nitrifikation och oxidering av BOD gynnas av torrläggningen. (Kogan, 2008).

3.1.2. AMMONIFIKATION

Ammonifikation, även kallat *mineralisering*, är en process där organiskt kväve omvandlas genom biologiska processer till ammoniak. I en våtmark gäller detta den del av organiskt kväve som inte sedimenteras. Ammonifikationsprocessen som sådan reducerar inte kväve utan bör följas av nitrifikation eller denitrifikation för att uppnå reduktion (Kogan, 2008).

Ammoniak omvandlas från organiska former av kväve genom en energifrigörande, biokemisk och mycket komplex process i flera steg. I vissa fall används denna energi direkt av mikrober för deras tillväxt och i sådana fall införlivas ammoniaken i den mikrobiella biomassan. En stor andel, i vissa fall ända upp till 100%, av organiskt kväve kan lätt omvandlas till ammoniak.

Ammonifikation kan ske både anaerobt och aerobt m.hj.a. ammonifierande bakterier (Kogan, 2008). Processen påverkas såväl av temperaturen, pH, förhållandet mellan kol och kväve, tillgängliga näringsämnen samt jordmånens egenskaper. Optimala förhållanden för processen är en temperaturen på 40°C - 60°C och pH mellan 6.5 - 8.5. Ammonifikationshastigheten föreslås variera mellan 0,004 och 0,53 g N/m²/d.

Ammonifikation är i huvudsak en förtäring, *katabolism*, av aminosyror och förmodligen innehåller processen flertalet *deamineringsreaktioner*. I det oxiderade jordlagret sker oxidativ deaminering och i det reducerande jordlagret sker reductiv deaminering i enlighet med formel 1.

Oxidativt: **Aminosyror** → **Iminosyror** → **Ketosyror** → **NH₃** (1)

Reduktivt: **Aminosyror** → **Mättade fettsyror** → **NH₃**

Reaktionshastigheten hos ammonifikation är snabbare än hos nitrifikation. Aerob ammonifikation är snabbare än anaerob och därför sjunker mineraliseringshastigheten när den växlar från aerob i den syresatta zonen till fakultativt anaerob och strikt anaerob mikroflora. Eftersom djupet av den aeroba zonen i jordmånar som är under vattenytan, eller av annan orsak mättade, vanligtvis är mindre än 1 cm betyder det att bidraget av aerob mineralisering till den totala mineraliseringen är mycket liten jämfört med fakultativt anaerob och strikt anaerob mineralisering.

Den första syrefria oxidationen som sker efter att syrebrist uppstått är en reduktion av nitrat till molekylärt kväve eller ammoniak. Två olika grupper av nitrat-reducerande bakterier står för reduktionen av nitrat. Den ena består av denitrifikationsbakterier som producerar dikväveoxid, N₂O, samt dikväve, N₂, som huvudsakliga slutprodukter och den andra gruppens bakterier är nitrat-ammonifierande vilka producerar ammoniumjoner som sin huvudsakliga slutprodukt av reduktionen. I sedimentet och jordmånen sker såväl denitrifikation som nitrat-ammonifikation.

Nitrat-ammonifikationsbakterier oxiderar mera organiskt material per molekyl nitrat än denitrifikationsbakterier eftersom processerna använder olika antal elektroner för att åstadkomma reduktionen av en nitratmolekyl; 5 vid denitrifikation och 8 vid nitrat-ammonifikation. Nitratreduktionen utförs i allmänhet av fermenterande bakterier som inte behöver tillgång till nitrat för tillväxt under anaeroba förhållanden och detta medför att nitrat-ammonifierande bakterier kan gynnas av nitrat-begränsade villkor.

3.1.3. AVDUNSTNING AV AMMONIAK

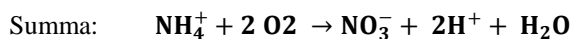
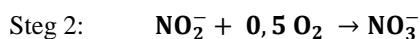
Avdunstning av ammoniak, NH₃, är en fysikalisk process där ammoniumkväve, NH₄-N, är i jämvikt mellan sin gas- och hydroxylform. Avdunstningen av ammoniak från jordmån och sediment under vattenytan är obetydliga ifall pH-värdet är under 7,5 och ökar inte nämnvärt fastän pH stiger till 8,0. Vid pH 9,3 finns det lika mycket ammoniak som ammoniumjoner, NH₄⁺, och då är reduktionen av ammoniak genom avdunstning är stor.

Algernas fotosyntes i våtmarker samt fotosyntesen hos nedsänkta makrofyter skapar ofta höga pH-värden under dagen vilket märks tydligt i grunda vattendrag där pH påverkas kraftigt av den totala andningen hos alla heterotrofa organismer och annan fotosyntes hos de andra organismer som finns där. Kvävereduktion genom avdunstning av ammoniak kan uppgå till 2,2 g N/m²/d.

3.1.4. NITRIFIKATION

Nitrifikation definieras vanligen som en biologisk oxidation av ammoniak till nitrit och vidare till nitrat. Denna definition gäller för autotrofa organismer men är inte fullständig för heterotrofa mikroorganismer. Autotrofa bakterier i en aerob miljö utför större delen av nitrifikationen (Bosson, 2004) i en våtmark, dock har ny forskning visat att heterotrofisk nitrifikation sker och kan vara av betydande storlek.

Nitrifikation är en kemisk autotrofisk process där de nitrifierande bakterierna utvinnet energi från oxidationen av antingen ammoniak, nitrit eller båda samtidigt som koldioxid, CO₂, används som kolkälla. Denna process används vid syntesen av nya celler. Processen sker i två steg och utförs av två olika grupper av bakterier; nitrosomoner och nitrobakterer. I det första steget omvandlar nitrosomer ammonium till nitrit och i det andra omvandlar nitrobakterier nitrit till nitrat (Bosson, 2004). Dessa processer beskrivs i formel 2:



Mikroorganismer (av släktena *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* och *Nitrosomonas*) som utför kemisk autotrofisk nitrifikation är helt beroende av oxidation av ammoniak för att täcka sitt energibehov. Dessa är vanligen aerober som finns i jordmånen och som får sitt behov av kol främst ur koldioxid eller karbonater. Den *triliga* oxidationsreaktionen av ammoniak till nitrit av nitrosomer beskrivs i fyra steg i formel 2.

Steg 1: **Ammoniak** (NH_3 , NH_4) → **Hydroxylamin** (NH_2OH) (3)

Steg 2: **Hydroxylamin** (NH_2OH) → **Nitroxyl** (NOH)

Steg 3: **Nitroxyl** (NOH) → **Nitrohydroxylamin** ($\text{NO}_2 \cdot \text{NH}_2\text{OH}$)

Steg 4: **Nitrohydroxylamin** ($\text{NO}_2 \cdot \text{NH}_2\text{OH}$) → **Nitrit** (NO_2^-)

Det andra steget i nitrifikationsprocessen är oxidationen av nitrit till nitrat. Detta utförs av *fakultativa kemo-litotrofiska* bakterier (exempelvis: *Nitrobacter winogradskyi*, *Nitrospira gracilis*, *Nitrospira marina* och *Nitrococcus mobilis*) som kan vid sidan om nitrit även utnyttja organiska föreningar som energi.

Nitrifikationens fullständighet och hastighet påverkas av sådana faktorer som temperatur, pH, alkaliniteten i vattnet, tillgången till oorganiskt kol, vattenmättnaden i jordmånen, mikrobiell närvaro samt koncentrationen av ammoniak och syre löst i vattnet.

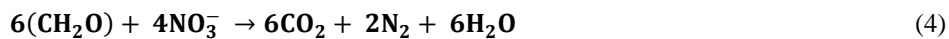
Intensiteten hos nitrifierarna är starkt anknuten till markens vattenmättnad och en mättnadsgrad kring 60% ger maximalt resultat (Bosson, 2004). Den optimala temperaturen för bakterierna i marken är 30 - 40°C men i rena odlingar trivdes de bäst mellan 25 - 35°C. Ifall temperaturerna sjunker under 5°C är aktiviteten väldigt låg (Bosson, 2004), *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* behöver båda en temperatur på åtminstone 5°C respektive 4°C för att kunna växa. Det optimala pH-värdet ligger mellan 6,6 - 8,0 men systemet kan anpassas till att nitrifiera vid betydligt lägre pH värden. Stor del av de heterotrofa nitrifierarna fungerar även som denitrifierare och de viktigaste organismerna är svampar; bl.a *Aspergillus flavus*, *Penicillium* och *Cephalosporium*.

Nitrifikationen i våtmarker är mellan 0,01 - 2,15gN/m²/d med ett medeltal på 0,048gN/m²/d. Ungefär 4,3mg O₂ går åt vid oxideringen av 1mg ammoniak till nitrat samtidigt som runt 8,64 mg vätekarbonat, HCO₃⁻, används. Detta betyder att en stor del alkalinitet går åt vid nitrifikation.

3.1.5. DENITRIFIKATION

Denitrifikation antas vara den viktigaste processen för kvävereduktionen i en våtmark fastän denitrifikation i sig inte reducerar kväve, utan reduktionen sker då den kvävgas som producerats diffunderar ur vattnet till atmosfären (Kogan, 2008). Denitrifikationen är en av de mikrobiella processerna i naturen som påverkas mest av omgivningen. Detta p.g.a. att det är så många faktorer som påverkar processen. Flera av faktorerna verkar såväl stimulerande som hämmande vilket medför svårigheter då processen ska beskrivas och effekterna av förändringar i omgivningen urskiljas. Som ett exempel på detta kan ges att växterna konkurrerar med denitrifierarna om nitratet samtidigt som de bidrar med energi i form av organiskt kol. I våtmarker sker den huvudsakliga denitrifikationen i ytsedimentet där syrehalten är låg och tillgången till organiskt kol är hög (Bosson, 2004).

Denitrifikation är oftast definierat i sin helhet som en process där nitrat omvandlas till kvävgas via nitrit, kväveoxid och lustgas. Således kan processen jämföras med vanlig syreandning, där kväveoxider reduceras till kvävgaser m.hj.a. vissa bakterier, vilka oftast utnyttjar organiskt kol som energikälla (Bosson, 2004) och processen beskrivs i formel 4.



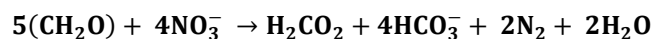
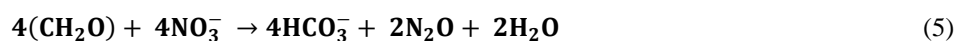
För att denitrifikation skall kunna ske i en våtmark finns i huvudsak tre villkor som bör uppfyllas; tillgång till nitrat, tillgång till organiskt material samt anaerob miljö. Detta betyder att kväve bör först omvandlas till nitratform för att denitrifiering skall kunna ske. Syrefri miljö har mycket stor betydelse för denitrifikationen, dock behövs syre, som tidigare nämnt, för att omvandla kväve till nitrat. Detta för med sig att förutsättningen för denitrifikation är störst i områden med såväl aeroba som anaeroba zoner eftersom då kan nitrifikationsbakterier i aerob miljö förse denitrifikationsbakterierna i anaerob miljö med nitrat (Bosson, 2004).

Det finns flertalet organismer som klarar av denitrifikation men de flesta är kemoheterotrofa och förekommer därför vanligen i sedimentet där tillgången på kol är större än i vattnet (Bosson, 2004). De viktigaste släktena av bakterier i detta

sammanhang är i jordmånen förmodligen *Bacillus*, *Micrococcus* och *Pseudomonas* och i vattnet *Pseudomonas*, *Aeromonas* och *Vibrio*.

Dessa denitrifere använder sig av samma former av elektrontransport vid aerobisk andning, då syre är elektronmottagare, och anaerobisk andning, då kväve är elektronmottagare. Att dessa kan fungera både i anaeroba och aeroba förhållanden är av stor praktiskt betydelse eftersom det medför att denitrifikationen påbörjas redan i anoxa förhållanden utan att mikrobernas sammansättning förändras. Denitrifikationen sker således genom fakulativt anaeroba heterotrofer då de byter ut oxiderat kväve mot syre som elektronmottagare i andningsprocessen.

Ur biokemisk synvinkel är denitrifikation en bakteriell process där kväveoxider tar emot elektroner, vanligtvis från organiska föreningar, under respirationsprocessen genom flera steg och producerar därmed en mera oxiderad form av kväve. Energin som frigörs i och med detta bevaras genom fosforylering i ATP, vilket sedan används som energikälla av de denitrifierande organismerna för att stöda deras andning. Processen är som sådan irreversibel och förekommer endast då det finns tillgängligt organiskt material och endast i anaeroba, och även i viss mån i anoxa, förhållanden eftersom då används kväve istället för syre som elektronmottagare. Detta betyder att denitrifikation kan påbörjas i vattendränkta jordmånar redan innan syret tagit helt slut. Produktionen av kvävgas genom denitrifikation kan beskrivas enligt formel 5:



Det är dock generellt accepterat att den egentliga biokemiska förändringen av nitraten till kvävgas följer formel 6:



Faktorer som påverkar denitrifikationshastigheten är bl.a. reduktionspotentialen, anoxiteten, jordmånens typ och fuktighet, temperatur, pH, närvaro av denitrifere, organiskt material, nitratkoncentration samt närvaron av överliggande vatten. Vid pH 5 eller under blir denitrifikationen långsam och organotrophernas denitrifikation blir

försumbar då pH sjunker under 4. Vid 5°C är denitrifikationen väldigt långsam och hastigheten stiger med temperaturen upp till dess maximivärde vid temperaturer runt 60 - 75°C. Värden för denitrifikation varierar i litteraturen mellan 0,003-1,02 gN/m²/d.

Studier kring omvandlingen av kväve i anoxa och anaeroba förhållanden har visat att ammoniak kan omvandlas till kvävgas genom andra processer än den traditionella teorin kring nitrifikationen av ammoniak till nitrat följt av denitrifikation till kvävgas. I anoxa förhållanden produceras mera nitrit än nitrat från ammoniak. Nitrit kan sedan denitrifieras till lustgas, N₂O, eller kvävgas, N₂, utan att först omvandlas till nitrat. Denna process har kallats "Partiell nitrifikation-denitrifikation".

3.1.6. ASSIMILATION

Assimilation av kväve kan syfta på en mängd olika biologiska processer vilka omvandlar oorganiska former av N till organiska föreningar. Dessa föreningar fungerar sedan som byggstenar för celler och vävnader. Mikrobiellt upptag av kväve sker genom två skilda processer; en assimilativ och en dissimilativ. I den assimilativa processen som utförs av svampar, bakterier, växter och alger byggs kväve in i cellvävnaden och i den dissimilativa processen utnyttjas kväve som elektronmottagare för de elektroner som avges vid oxidationen av organiska material. Den dissimilativa processen utförs av anaeroba och aeroba bakterier (Bosson, 2004).

Fastän de flesta växter har möjligheten att absorbera vilken som helst form av löst kväve har de former de föredrar framför andra. De två vanligaste formerna av kväve som utnyttjas vid assimilering är ammoniak och nitrat. Ammoniak är vanligen den bättre källan för kväve men nitrat kan föredras i nitratrika vatten. Förutom mikroorganismer och alger behöver även makrofyter kväve för sin tillväxt och ammoniak införlivas även lätt till aminosyror av många autotrofa och heterotrofa mikrober.

Näringsämnen ur sedimenten assimileras genom framväxande och flytande makrofyter med rötter i sedimentet, och ur vattnet m.h.j.a fritt-flytande makrofyter. Mineralerna kan tas upp direkt genom skott av undervattensväxter eller genom rötterna. Förmågan hos makrofyter med rötter i sedimentet att utnyttja näringsämnen däri kan delvis vara orsaken till högre produktivitet hos dem jämfört med alger av planktonstorlek.

I tempererade klimat sker makrofyternas upptag endast under våren och sommaren. Både ovan- och underjordiska växtdelar växer under denna period. Flera växter i norra klimat har en årlig cykel för sin biomassa ovan jord: nya skott skjuter upp ur en nästintill obefintlig biomassa tidigt på våren och växer som mest under våren och försommaren. Sensommaren är en period av sämre tillväxt och på hösten dör sedan hela skottet. Koncentrationerna av vegetationens näringsämnen tenderar att vara högst tidigt under tillväxtsången och minskar sedan i takt med att växten mognar och vissnar. Mönster av säsongsmässiga förändringar i sammansättningen varierar både hos olika arter och näringsämnena och en allmän generalisering kan inte göras. När vintern närmar sig avtar biomassans och näringsämnenas ackumulering och näringsämnen flyttas från löv till stam. Hastigheterna varierar mellan arter och påverkas av många faktorer i miljön.

Större delen av biomassan, och kvävet däri, kan brytas ned för att frigöra kol och kväve. En del av kvävet frigörs tillbaka till våtmarkens vatten, en del utsätts för aeroba processer i dött växtmaterial i vattnet och en del flyttas eventuellt till växternas stammar. Denna frigöring är viktig i våtmarkens kvävekretslopp och nedbrytningen ovan vatten gynnar bl.a. nitrifikation, lagringen i jordmånen leder till ökad begravning av organiskt material från nedbrytningen av växtstammar (se kapitel 3.1.1) och således resulterar rörelsen av kväve genom vegetationen i en förbättring av de processer som inte redan sker i jordmånen, vattnet och de tillhörande biofilmerna.

Den potentiella assimilationen av näringsämnen hos en växt begränsas av dess tillväxttakt och koncentrationen av näringsämnen i växtvävnaden. Lagringen är också beroende av näringsämnenas halter i växtens vävnad och även på den maximala potentialen för ackumulering av biomassa, m.a.o. den maximala plantstorleken. Därför är önskvärda egenskaper hos vegetationen i våtmarksreningsverk snabb tillväxt, högt näringsinnehåll i vävnaden och förmågan att växa sig stor.

I litteraturen finns det många värden för kvävekoncentrationer i vävnader för växter som finns i naturliga bestånd och i konstruerade våtmarker. Värdet för kväve i framväxande makrofyter varierar mellan 14 - 156gN/m² men då kan mer än hälften lagras under markytan. Värden för växtdelen ovan jord varierar mellan 0,6 - 88gN/m². För

vattenhyacinten kan detta värde uppgå till 250gN/m^2 och p.g.a. hög produktivitet kan mängden kväve som avlägsnas, då via flera skördar årligen, uppgå till $600\text{gN/m}^2/\text{år}$.

3.1.7. *FIXERING*

Fixering är en process där kväve i gasform omvandlas till ammoniak. Kvävefixering behöver nitrogenas som är ett syrekänsligt enzym innehållandes järn-, svavel- och molybdenkomplex. Detta enzym orsakar även en minskning av andra ämnen som innehåller trippelkovalenta bindningar, exempelvis dikväveoxid, cyanider och acetylen.

I jordmånen i våtmarker kan biologisk fixering av kvävgas förekomma i det flödande vattnet, på ytan av botten, i aeroba och anaeroba mättade jordmånar, i rotzonen av växter samt på ytan av växters blad och stammar. Ett brett utbud av mikroorganismer kan fixera kväve och även om förmågan att binda kväve fördelas bland aerobiska, fakultativa och strikt anaeroba bakterier tyder de flesta studier på att kvävefixeringen i jordmånen är högre under anaeroba än aeroba förhållanden.

Fotosyntetiska bakterier som binder kväve kräver anaeroba förhållanden för tillväxt och därför är kvävefixeringen inom jordlagret i översvämmade jordsystem större under anaeroba än aeroba förhållanden. Litteraturvärden för kvävefixeringen i våtmarker varierar mellan $0,03 - 46,2\text{gN/m}^2/\text{år}$. Kvävefixeringen kräver en betydande mängd cellulärenergi som tycks slösas bort på annat i en kväverik miljö och således är fixeringshastigheten i våtmarker som tar emot avloppsvatten med hög kvävehalt troligen betydligt lägre eller näst intill försumbar jämfört med kvävet andra förvandlingsprocesser.

3.1.8. *ADSORPTION*

Joniserad ammoniak kan adsorberas från en lösning genom en katjonbytesreaktion med SS, oorganiska sediment eller jordmån. Den adsorberade ammoniaken är bunden löst till underlaget och kan lätt frigöras när vattnets kemiska sammansättning förändras. Vid en viss koncentration av ammoniak adsorberas en bestämd mängd ammoniak och mättar då adsorptionsställena. När koncentrationen av ammoniak i vattnet sedan reduceras, exempelvis genom nitrifikation, kommer en del av ammoniaken att återgå till vattnet för att återskapa jämvikt. Ifall koncentrationen av ammoniak i vattenmassan ökar igen så

ökar även adsorbtionen. Genom regelbunden torrläggning av sedimentet, eller annan metod för tillförsel av syre, kan den adsorberade ammoniumen oxideras till nitrat.

Ammoniumjonen adsorberas i allmänhet i leror och humus. Dessa reaktioner kan inträffa samtidigt men frekvensen och omfattningen påverkas av flera faktorer däribland sammansättningen hos och mängden av lera, översvämning och torka, naturen hos och mängden av organiskt material i marken, tillfälle av översvämning och förekomsten av vegetation.

3.1.9. ANAMMOX

ANAMMOX, *ANAerobic AMMonium Oxidation*, är den anaerobiska omvandlingen av kvävedioxid och ammonium till kvävgas som beskrivs i formel 7. Nitritjonen anses vara den viktigare elektronmotagaren fastän den exakta biokemiska processen undersöks fortfarande.



Stoikometrin i processen i formel 7 ger kravet 1,9g O₂ för varje gram ammoniumkväve vilket inkluderar syret som krävs för att förvandla ammoniak till nitrit. Detta är mycket mindre än det krav på syre som den vanliga nitrifikation-denitrifikationsprocessen har. Denna process är inte den enda som kräver syre utan även exempelvis heterotrof metabolism behöver syre. Omfattningen dessa reaktioner har i anlagda våtmarker samt hur mikrober och ammoniak-oxiderande reaktioner konkurrerar i ekologin i ett varierat våtmarkssystem är ännu okänt.

3.2. PROCESSER I SAMBAND MED FOSFORREDUKTION

I våtmarker förekommer fosfor i både organiska och oorganiska fosfatföreningar och miljön lämpar sig för omvandling mellan alla former av fosfor. Fosfor kan absorberas i sedimentet eller tas upp av växter och omvandlas till vävnadsfosfor, dock är fritt förekommande ortofosfat den enda formen av fosfor som tros användas av alger och makrofyter direkt. Därmed utgör ortofosfat en viktig del i cykeln mellan organiskt och oorganiskt fosfor i våtmarker.

Fosfor som är organiskt bunden finns bl.a. i fosfolipider, nukleinsyror, nukleoproteiner, fosforylerat socker och organiska kondenserade polyfosfater så som coenzym, ATP och ADP. Organiska former av fosfor kan delas in i lätt nedbrytbara; nukleinsyror, fosfolipider och sockerfosfat samt långsamt nedbrytbara; inositol, fosfater och phytin.

3.2.1. *SEDIMENTATION*

Organisk fosfor som kommer till våtmarken med inflödet kan vara i vattenlöslig fas eller bunden till partiklar. Ifall fosfor är bunden till SS kan sedimentationen under vissa förhållanden leda till en minskning av kvävehalter i utflödet ur våtmarken, men sedimentationen är inte i sig en reduktionsprocess, utan fosfor hålls kvar i sedimentet som fortfarande befinner sig i våtmarken. Detta sediment kan återgå till SS under vissa förhållanden och på så vis öka koncentrationen av fosfor i utflödet ur våtmarken. (Kogan, 2008).

3.2.2. *ANHOPNING*

Akkumuleringen i jordmån och torv anses vara den viktigaste metoden för reduktion av fosfor och är inte lika effektiv i våtmarker som i andra naturenliga system. I det översta lagret av sediment finns över 95% av fosfor i naturliga våtmarker. Torv har en genomsnittlig anhopning om endast 1 - 2mm per år. I likhet med anhopningen av torv byggs förvaringen av fosfor upp med i genomsnitt 0,005 - 0,024gP/m²/a i näringsfattiga våtmarker och i näringsrika närmare 1gP/m²/a.

Permanent lagring av fosfor i våtmarker är under 1g/m²/år och oftast är genomsnittet ca. 0,5gP/m²/a. I anlagda våtmarker för rening av avloppsvatten kan detta värde uppgå till ca. 75gP/m²/a men det är viktigt att nämna att belastningen då också är tiotals gånger högre.

3.2.3. *ADSORPTION OCH UTFÄLLNING*

Med adsorption avses förflyttning av löslig oorganisk fosfor från markens porvatten till ytan av markens fasta partiklar, där det ackumuleras utan att tränga in i partikeln. Markens adsorptionskapacitet av fosfor ökar i takt med koncentrationen av lera eller mineraler. Balansen mellan adsorption och utfällning upprätthåller jämvikten i marken mellan fosfor i fast- och vätskefas. Detta fenomen kallas för buffertkapacitet av fosfater.

Sorption av fosfor ur jordmånen styrs av koncentrationen av fosfat i markens porvatten och förmågan hos den fasta fasen att fylla på fosfat till markens porvatten. När jordpartiklarna blir mättade med fosfor och markens porvatten har en låg koncentration av fosfor förflyttas fosfor från ytan till markens porvatten tills det uppstår en jämvikt mellan koncentrationerna. Sorption kan beskrivas som en process i två steg; adsorption och absorption. Först sker ett snabbt utbyte av fosfat mellan markens porvatten och ytorna på partiklarna i marken, och sedan tränger fosfat långsamt in i fasta faser. Likaså kan desorption av fosfor beskrivas som en process i två steg i omvänd ordning.

I organisk jordmån har adsorption av fosfor anknyttits till höga halter av Al, Fe eller Ca. En mekanism för frigörandet av fosfor ur marken vid översvämning är reaktiv upplösning av Fe (III) och Mn (IV) -fosfatmineraler. Anaeroba jordmånar släpper mer fosfat till jordlösningar med låg fosfathalt och sorberar mer fosfat från jordlösningar med hög löslig fosfathalt än vad aeroba jordmånar gör. En förmodad större yta hos järnföreningarna i en anaerob jordmån resulterar i att mer av jordmånens fosfat blir upptaget då lösningens fosfathalt är låg och mer löslig fosfat upptas då lösningens fosfathalt är hög.

Utfällning kan hänvisa till en reaktion av fosfatjoner med metalliska katjoner såsom Fe, Al, Ca eller Mg, vilka bildar amorfa eller dåligt kristallina partiklar. Dessa reaktioner uppstår normalt vid höga koncentrationer av antingen fosfat eller metalliska katjoner.

3.2.4. MIKROBERNAS UPPTAG

Det mikrobiella upptaget är mycket snabbt eftersom dessa organismer växer och förökar sig väldigt fort, men den totala mängden fosfor som lagras är mycket liten. Mängden som mikroorganismer kan lagra beror på koncentrationerna av näringsämnen i våtmarken. På platser med mindre näringsrik jordmån kan mikrobernas upptag lagra mer fosfor jämfört med en mera eutrofierad plats.

Mikroorganismer i jordmånen deltar i upplösningen av dess fosfor. Mätningar av exakta mängder fosfor som blivit löst av dessa kompliceras av samtidig mineralisering av organiskt fosfor. Även om bakterier allmänt anses vara nedbrytare som mineraliserar organiskt fosfor, reglerar de även fosfors flöde mellan sediment och vatten samtidigt

som de bidrar till slutgiltig borttagning av fosfor genom framställningen av organiska föreningar som är svåra att bryta ner.

Fastän mängden fosfor som kan bindas av alger i våtmarker, särskilt i våtmarker med öppet vatten, är märkbar försummas den roll som alger spelar i näringsomsättningen. Dessutom uppmärksammas vanligen endast alger med rötter medan betydelsen av plankton i våtmarker sällan har uppmärksammat. Förekomsten av alger kan påverka fosforcykeln antingen direkt genom upptag och frigörelse av fosfor eller indirekt genom fotosyntes. Fotosyntesen kan orsaka förändringar, bl.a. i pH och löst syre, i vattnet och gränsområdet mellan vatten och jordmån.

3.2.5. VÄXTERNAS UPPTAG

Största delen av växternas upptag sker genom rötterna. Viss absorption genom blad och skott sker hos makrofyter med en växt del i vatten men inte lika effektivt som genom rötterna. Makrofyters fosforupptag är vanligtvis högst under början av växtsäsongen, innan maximal tillväxt uppnås. Ökning av biomassan bör dock inte räknas som del av en långsiktigt hållbar fosforreduceringskapacitet eftersom då växten bryts ner frigörs fosfor tillbaka till systemet.

Då klimatet blir kallare mot hösten flyttas näringsämnen och viktiga joner inom växterna från skott till rötter och rhizomer. Denna lagrade näring används under tidig vår för tillväxt. Beroende på typen av vegetation, nedbrytningshastighet, urlakning av fosfor från detritisk vävnad och förflyttning av fosfor från ovan jord till underjordisk biomassa kan fosfors lagring vara både kort- och långsiktig. Lagring av fosfor ovan jord i biomassan hos framväxande makrofyter är oftast kortsiktig, eftersom en stor mängd av fosfor frigörs vid nedbrytningen av biomassan. De delar som befinner sig ovan jord hos makrofyter växer och förfaller i nordliga klimat enligt den årliga växtsäsongen.

Fosfor frigörs tillbaka till våtmarkens ekosystem från växtens biomassa då växten bryts ned. Nedbrytningen av växtens ovanjordliga del och det resulterande utsläppet av näringsämnen till vattnet omfattar minst två processer. Först en abiotisk urlakning som är en tämligen snabb process och står för majoriteten av minskningen i massa under de tidiga stadierna av nedbrytning. Den snabba frigöringen av näringsämnen genom

urlakning hos många makrofyter kan orsaka att upp till 30% av näringsämnen går förlorade under enbart de första dagarna av nedbrytning. Genom att döda rötter bryts ner i jordmånen och genom lakvatten från porvattnet i rotzonen tillkommer i jordmånen svårt nedbrytbara föreningar av fosfor. Enligt detta återgår den del av fosfor som fanns i makrofyten delar ovan jord till vattnet medan de delar som befann sig under markytan avger fosfor till jordmånen. Koncentrationen av fosfor i växtvävnad varierar mellan arter och platser samt mellan årstider.

3.3. FASTA PARTIKLAR

I ytvanning och våtmarker reduceras SS i viss mån genom sedimentering. Effekten av sedimenteringen är större vid låga flödes hastigheter och grunda vattendjup. Makrofyter kan bidra genom att deras rötter och stammar kan fungera som en form av filter där SS fastnar. (Metcalf & Eddy, 1991).

I ett SSF samt långsam och snabb infiltration reduceras SS främst genom filtrering i jordmånen eller substratet som vegetationen växer i. Dock kan sedimentation i viss mån ske i den snabba infiltrationens bassänger. I infiltrationssystemen sker största delen av reduktionen av SS vid ytan på jordmånen vilket lätt leder till att dessa ytor täpps till och infiltrationen minskar. (Metcalf & Eddy, 1991).

Spårmetaller reduceras till största delen genom sorption men även växternas upptag kan inverka. Metaller upptas i jordmånen och sedimenten och kapaciteten för detta är vanligtvis väldigt hög. Reduceringen varierar oftast mellan 80 - 95% i ett SSF eller infiltrationssystem, medan ett FWS inte reducerar lika mycket p.g.a. mindre kontakt mellan vatten och jordmån samt anaerobiska förhållanden i sedimenten. (Metcalf & Eddy, 1991).

3.4. ORGANISKA ÄMNEN

Organiska ämnen som innehåller fosfor eller kväve reduceras eller bryts ned enligt tidigare nämnda processer och övriga organiska ämnen reduceras genom mikrobernas nedbrytning, vare sig lösta eller ej. Detta sköts främst av aeroba bakterier som finns på ytor av jordmånar, växtlighet och förna. Det finns även anaeroba processer som minskar på de organiska ämnena men dessa processer är inte lika kompletta som de aeroba och orsakar således ofta illaluktande gaser. Av denna orsak är det viktigt att tillförsen av

syre till systemet är större än dess BOD (Metcalf & Eddy, 1991) och kan exempelvis genomföras genom en tidvis torrläggning (Kogan, 2008).

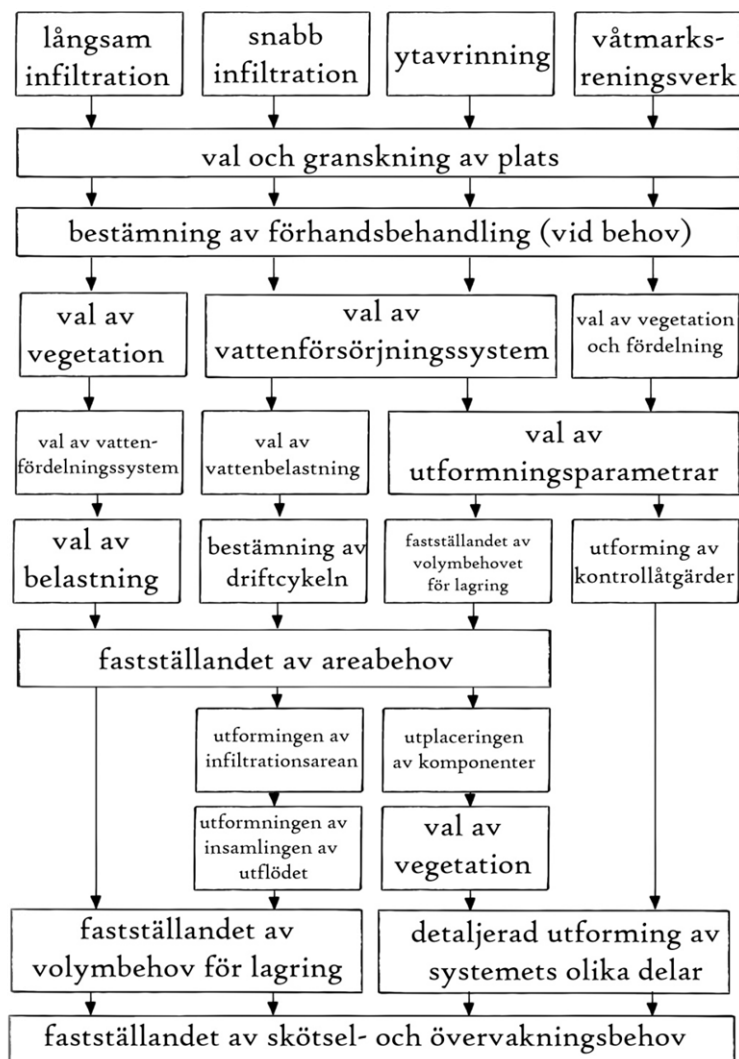
3.5. MIKROORGANISMER

Mikroorganismer syftar på bakterier, parasiter och virus. Fastän det är främst patogener som önskas reduceras så används metoder som reducerar alla mikroorganismer. Virus reduceras nästan enbart genom adsorption och påföljande bortdöd medan andra mikroorganismer även reduceras genom belastning, sedimentation, infångning, uttorkning m.fl. Trots alla dessa metoder för reduktion av mikroorganismer kan desinfektion behövas ifall det finns begränsningar på innehållet av patogener i vattnet. (Metcalf & Eddy, 1991).

Båda infiltrationssystemen kan åstadkomma en fullständig reduktion av mikroorganismer. I långsamma infiltrationssystem med medium- och finkorniga jordmåner krävs vanligen inte en jordmåsspalt längre än 1,5 m för att åstadkomma detta. Fastän de andra naturliga metoderna inte åstadkommer fullständig borttagning minskar halterna många gånger om. (Metcalf & Eddy, 1991).

4. PLANERINGSKRITERIER FÖR NATURENLIGA SYSTEM

Dessa kriterier är fritt skrivna efter kapitlet 'Natural Treatment Systems' ur boken 'Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, Reuse 3rd Ed.' (Metcalf & Eddy, 1991) och kapitlet 'Alternative Biological Treatment' ur boken 'Wastewater Treatment Plant Design' (Vesilind & Rooke, 2003), ifall annat inte nämns. I Figur 10 finns en sammanfattning av de steg som är inblandade i planeringen av ett naturligt system.



Figur 10. Sammanfattning av planeringssteg (Metcalf & Eddy, 1991)

4.1. LÅNGSAM INFILTRATION

Långsam infiltration kombinerar flera processer för att åstadkomma en reduktion av oönskade ämnen. **Fosfor** reduceras genom infiltration i jordmånen och kemisk utfällning. Halten av fosfor i utflödet är vanligtvis under 0,1mg/l. **Kväve** reduceras genom växternas upptag, denitrifikation och lagring i sedimentet. Halten av kväve i utflödet är vanligtvis under 10 mg/l. **BOD** reduceras genom infiltration, jordmånens adsorption och mikrobernas oxidation. Reduktionseffektivitet upp till 90% är att förvänta av system med belastning 50 g/m²d eller mindre. **SS** reduceras genom olika processer beroende på vad partikeln i fråga består av och till dessa processer hör adsorption, kemisk utfällning, jonutbyte, komplexbildning, fotosönderdelning, avdunstning, sorption och biologisk sönderdelning.

4.1.1. PLATS

Det viktigaste vid val av plats är jordmånens permeabilitet och dess djup till grundvatten, icke-permeabelt lager eller berggrund. Den hydrauliska ledningsförmågan vid mättat tillstånd i det minst ledande skiktet i jordmånen är av stor vikt då den maximala hydrauliska belastningen bestäms och kommer således att inverka på val av växtlighet samt metod för utdelning av vatten. Jordmån med permeabilitet kring 5 - 50mm/h är att föredra och detta medför att lerjord och sandig lerjord vanligtvis används. Jordmånar med högre permeabilitet medför problem med växtligheten och vid lägre permeabilitet är ytavrinning ett bättre val av system. Jordmånen bör vara lämplig för växter även i andra aspekter.

Djupet till grundvatten eller en icke-permeabel yta är en viktig faktor för kvarhållandet av de oönskade ämnena i avloppsvattnet, mikrobernas verksamhet och rötterna hos vegetationen. Vanligen krävs ett djup på 0,9 - 1,2m, vilket även kan uppnås m.h.j.a. dränering, men vissa växters rötter behöver ett större djup. Lutningen på området bör hållas inom 15 - 20% men även en lutning upp till 40% kan användas för skogsområden med sprinkler-system.

4.1.2. KLIMAT OCH VAL AV VÄXTLIGHET SAMT UTDELNING AV VATTEN

Val av växtarter är ett av de första stegen vid utformningen av långsam infiltration eftersom de flesta andra parametrar är i direkt anknytning till växternas egenskaper. Egenskaper som eftersöks är stort utnyttjande av näringsämnen och vatten, hög

evapotranspiration, hög tolerans för fuktig jordmån och eventuella skadliga ämnen i inflödet. Minimalt behov av skötsel och tålighet för eventuell sälta är även viktiga egenskaper. Bra val av växter är olika fleråriga grässorter samt vissa arter av träd och åkergrödor. För att uppnå maximal effekt bör viss skördning ske, exempelvis årligen eller med fem (5) års mellanrum, beroende på valet av vegetation. Exempelvärden på reduktion för träd och gräs kan antas röra sig mellan 0,01 - 0,03kgN/m²d för träd och 0,02 - 0,05kgN/m²d samt 0,002 - 0,004kgP/m²d för gräs.

Det finns tre huvudmetoder för utdelning av vatten i ett långsamt infiltrationssystem; sprinkler-, dropp- och ytsystem. Sprinklersystem kan vara ovan jord, nedgrävda eller rörliga och är det vanligaste systemet för utdelning av vatten vid långsam infiltration. Alla tre former av sprinklersystem har sina för- och nackdelar vilka bör tas i beaktning. Droppsystem består av rör ovanför plantor med små hål ur vilka vatten droppar, systemet är inte alltför vanligt eftersom hålen täpps lätt till av SS. Ytsystem förverkligas utdelningen av vatten genom ett rör med hål längs med sidan placerat på markytan men även diken kan användas. I fall inflödet är för stort, antingen under delar av året eller ett överskott av vatten tillsätts i början, och vatten således rinner ut från systemet längs med ytan istället för att infiltreras kan det samlas upp och återanvändas.

4.1.3. VIKTIGA TEKNISKA PARAMETRAR VID UTFORMNING

Viktiga parametrar vid utformningen av ett system för långsam infiltration är hydraulisk belastning, area och behov av lagring. **Hydraulisk belastning** räknas vanligen ut på basis av jordmånens permeabilitet och kvävehalten i inflödet. Formel 8 visar en ekvation för uträkning av tillåten belastning på basen av permeabilitet då fullständig infiltration antas.

$$L_{wp} = ET - P + W_p \quad (8)$$

där: L_{wp} [mm/d] = tillåten belastning baserat på jordmånens ledningsförmåga

ET [mm/d] = evapotranspiration

P [mm/d] = nederbörd

W_p [mm/d] = infiltration

Vanligen används medelvärden för månader, istället för dagsvärden, uträknade från data från flera år. För nederbörden och evapotranspirationen bör det våtaste året av de 10 senaste åren användas vid sammanställningen av årsmedeltalet. Infiltration syftar på den mängd vatten som sipprar ner till grundvattnet eller till ett eventuellt dreneringssystem och bör uppmätas på plats.

Ifall **hydraulisk belastning** räknas ut på basen av den kvävemängd som kan tillåtas sippra ner till grundvattnet kan formel 9 användas.

$$L_{wn} = \frac{C_p(P - ET) + 0,1U}{C_n(1 - n) - C_p} \quad (9)$$

där:

- L_{wn} [mm/d] = tillåten belastning baserat på inflödets kvävehalt
- C_p [mg/l] = totala koncentrationen av kväve i vattnet som sipprar genom till grundvattnet
- ET [mm/d] = evapotranspiration
- P [mm/d] = nederbörd
- U [kg/10³m²] = vegetationens upptag av kväve
- C_n [mg/l] = totala koncentrationen av kväve i inflödet
- n [-] = den andel av kväve i inflödet som reduceras genom denitrifikation, avdunstning och lagring i jordmånen.

I formel 9 varierar värdet för f mellan 0,1 - 0,15mm/d men är lägre i kalla klimat. Upptaget av växterna kan vara högre än litteraturvärden som härstammar från naturen eftersom halterna i inflödet vanligen är högre än i naturligt vatten. Dock är kvävereduktion genom växternas upptag endast effektivt ifall biomassan tas bort, d.v.s. växten skördas. Uppmätta månatliga medelvärden är att föredra framom dagliga värden.

Arean som behövs för ett system med långsam infiltration består av området för infiltration, buffertzonen, lagring och vägar. Formel 10 visar en ekvation för behovet baserat på inflödet, lagringen och den hydrauliska belastningen.

$$A_w = \frac{365Q + \Delta V_s}{L_w} \quad (10)$$

där: A_w [m²] = area (fält)
 Q [m³/d] = genomsnittligt flöde till systemet
 ΔV_s [m³/a] = nettoresultat av nederbörd, evapotranspiration och läckage
 L_w [m/a] = hydraulisk belastning

I formel 10 är parametern L_w antingen L_{wp} eller L_{wn} ur formel 9. Ifall det årliga medeltalet för L_{wn} är större än L_{wp} bör L_{wp} användas som parameter vid utformningen, men ifall L_{wp} är större bör en jämförelse göras med de månatliga värdena och det mindre värdet väljas.

Lagring behövs alltid då inflödet överstiger det som systemet klarar av, exempelvis under vintern vilket i nordiskt klimat kan innebära upp till sju (7) månader. Dock finns studier som visar på att dessa system kan fungera vid 0°C och även lägre temperaturer. Lagringskapaciteten som behövs beräknas genom att resultatet av det månatliga inflödet och L_w antingen ökar eller minskar på behovet av lagring. Detta behov ackumuleras och det största månatliga värdet är den eftersökta lagringskapaciteten.

4.2. SNABB INFILTRATION

Genom snabb infiltration reduceras effektivt patogener, metaller, spårämnen och de eftersökta oönskade ämnena fosfor, kväve, BOD och SS. **Fosfor** reduceras genom adsorption och kemisk avdunstning. Effektiviteten är vanligen 90 - 99% och fastän den avtar med tiden kan den hållas hög under många år. **Kväve** reduceras främst genom biologisk denitrifikation och varierar beroende på klimat och andra faktorer mellan 40 - 90%. **BOD** reduceras genom filtration, adsorption och mikrobisk nedbrytning. Reduktionen uppgår till 95%. **SS** reduceras genom filtration, adsorption och mikrobisk nedbrytning. Halten i utflödet kan vara så lågt som 1mg/l.

4.2.1. PLATS

Jordmånar med permeabiliteten 25mm/h eller högre behövs vid snabb infiltration, men grov sand och grus bör undvikas eftersom de tillåter vattnet att passera alltför snabbt genom det översta lagret där många biologiska och kemiska processer sker. Markdjup över 3m är att föredra men med drenering duger även 2m. Eventuell lutning bör hållas under 5% men med sprinklersystem har även lutningar upp till 15% användts. Jordmånens infiltrationsrelaterade egenskaper bör uppmätas med det avloppsvatten som kommer att användas under de kallaste förhållandena för att minimera eventuell evapotranspiration och för att få en bild av hur systemet kommer att fungera i de tilltänkta förhållandena.

4.2.2. KLIMAT

Eftersom snabb infiltration inte är baserat på växtlighet är den inte heller känslig för kallare klimat. I USA finns system som fungerar i kalla temperaturer, ända ner till -40°C. I kalla klimat rekommenderas översvämningssängar för utdelningen av vatten eftersom vattnet i de är mindre benäget att frysa. Ifall is uppstår ovanpå sängarna är det inte ett problem eftersom isen flyter ovanpå vattnet och stoppar således inte till flödet i systemet, samtidigt som det fungerar som isolering för sängarna. Även snötäcket på marken isolerar och bidrar således till att förhindra att kälorna går långt ner i marken. Ifall vintern är lång och kall och jordmånens permeabilitet är låg kan vattnet frysa innan det infiltreras tillräckligt långt ner. Vid sådana tillfällen finns ett behov av lagring.

4.2.3. VAL AV METOD FÖR UTDELNING AV VATTEN

Ett av de två metoder som används vid snabb infiltrering är sprinklersystem och de väljs endast p.g.a. kostnadsskäl och ibland för snabb infiltration i skogsområden. Snabb infiltration baserat på sprinklersystem kommer inte att gås genom i detalj. Det andra, och oftast använda, alternativet är översvämningssängar. Vatten utdelas i översvämningssängar genom ett nätverk med rör med flera munstycken för att få en så jämn fördelning över hela sängarna som möjligt.

4.2.4. VIKTIGA TEKNISKA PARAMETRAR VID UTFORMING

Viktiga tekniska parametrar vid utformningen av översvämningssängar är form, hydraulisk belastning och jordmånens permeabilitet, driftcykel, area, upplägg av

bassänger samt drenäring. Men även förhållandet mellan BOD och kväve i inflödet bör beaktas eftersom ett förhållande på 3:1 eller större behövs för effektiv denitrifikation.

Vanligtvis **formas** botten på en översvänningsbassäng till att vara plan för att underlätta jämn fördelning av vattnet och består av den befintliga jordmånen. Bottenvegetation kan användas för att hjälpa till med reduktionen av SS men kan orsaka ökat behov av underhåll samtidigt som jordmånen hålls fuktig längre. Jordmånen bör luckras upp och grovkorningt substrat, så som grus, bör inte användas eftersom SS anhopas i porerna mellan kornen och hindrar således jordmånens torkning.

Hydraulisk belastning bestäms på basen av tre egenskaper; jordmånens permeabilitet, bassängernas cykel och halterna av N, fosfor och BOD. Hydraulisk belastning på basen av dessa bör räknas ut skilt och sedan används det minsta värdet vid vidare uträkningar. Ifall **jordmånens permeabilitet** används som utgångspunkt för den hydrauliska belastningen kan ett årligt medelvärde räknas ut enligt ekvationen i formel 11.

$$L_w = 24IODF \quad (11)$$

där:

L_w [m/a]	= hydraulisk belastning
I [m/h]	= infiltrationshastighet
OD [d/a]	= dagar av året då bassängen är i bruk
F [m/a]	= anpassningsvariabel baserat på metoden som användts vid fastställandet av IR

Torra perioder i **driftcykeln** behövs för att tillföra syre till jordmånen samt för att underlätta vissa biologiska processer. Typvärden för dessa ges i Tabell 1 och Tabell 2. Eftersom inflödet inte är konstant kommer medelinflödes hastigheten R_a vara högre än det dagliga motsvarigheten av det årliga medelvärdet för hydraulisk belastning L_w . Hastigheten med vilken vatten tillsäts kan överstiga medelinflödes hastigheten och således kan vattendjupet i bassängen stiga, dock då djupet överstiger 0,3 - 0,45m ökar risken för oönskade alger och kemiska processer samt viss sammantryckning av ytlagret i jordmånen. Medelinflödes hastigheten kan räknas ut enligt ekvationen i formel 12.

$$R_a = \frac{L_w c_{DP}}{365 c_{AP}} \quad (12)$$

där:

- R_a [m/a] = medelinflödes hastighet
- L_w [m/a] = hydraulisk belastning
- c_{DP} [d] = antal dagar av cykeln som används för torkning
- c_{AP} [d] = antal dagar av cykeln då vatten tillsätts

Den hydrauliska belastningen baseras vanligtvis inte direkt på halterna av **N**, **fosfor** och **BOD** utan halterna används vid kontroll och jämförelse ifall den tänkta utformningen är tillräcklig. Dock bör belastningen hållas inom 15 - 30m/a för att tillåta tillräcklig retentionstid av vattnet i jordmånen för att denitrifikation ska hinna ske effektivt. Litteraturvärden från liknande system i liknande klimat kan användas för att estimerera ett värde men för noggrannare uträkningar krävs mätdata från det tilltänkta området med det tilltänkta vattnet. Kväve reduceras främst genom denitrifikation medan organiskt material bryts ned av aeroba mikrober och fosfor reduceras genom adsorption och kemisk utfällning. Typvärden för reduktion av N, fosfor och BOD ges i Tabell 1.

Tabell 1. Typvärden för reduktion vid snabb infiltration

Ämne	Medelbelastning [kg/had]	Medelreduktion [%]
BOD	45 - 180	86 - 98
Kväve	3 - 40	10 - 93
Fosfor	1 - 13	29 - 99

Drifcykeln kan planeras för att maximera infiltration, kvävereducering eller nitrifikation. Typvärden för dessa under sommar och vintertid ges i Tabell 2 och typvärden i anknäytning till antalet bassänger ges i Tabell 3.

Tabell 2. Tabell över typvärden för cykellängder

Syfte	Årstid	Antal dagar för tillsättande av vatten	Antal dagar för torkning
maximera infiltration	Sommar	1-3	4-5
	Vinter	1-3	5-10
maximera N-reduktion	Sommar	7-9	10-15
	Vinter	9-12	12-16
maximera nitrifikation	Sommar	1-3	4-5
	Vinter	1-3	5-10

Ifall inflödet varierar säsongvis bör det största medelvärdet användas vid uträkningen av **arean**, i annat fall används årsmedelvärdet. Vanligen varierar den behövda arean mellan 3,6 - 76ha för 1000m³/d inflöde. Areal som processen behöver, vilket inte beaktar vägar och dylikt, kan räknas ut enligt formel 13.

$$A_i = \frac{365Q}{L_w} \quad (13)$$

där: A_i [m²] = arean
 L_w [m/a] = hydraulisk belastning
 Q [m³/d] = flödet av vatten

Upplägget som utformas är starkt knytet till formen på området samt valet av driftcykel och utdelning av vatten. Infiltrationsområdet delas in i delområden så att alltid åtminstone en bassäng tar emot vatten medan de övriga torkar. Även arean spelar roll vid valet av antal bassänger. Den totala arean bör uppfyllas samtidigt som storleken på de enskilda bassängerna bör hållas inom 0,2 - 8ha. I Tabell 3 ges typvärden för förhållandet mellan antalet dagar som bassängen tar emot vatten, antalet dagar som bassängen torkar och minimiantalet bassänger.

Tabell 3. Tabell över cykel och antal bassänger vid snabb infiltration

antal dagar för inflöde till bassängen	antal dagar för torkning av bassängen	minimumantalet bassänger som behövs
1	5-7	6-8
2	5-7	4-5
1	7-12	8-13
2	7-12	5-7
1	4-5	5-6
2	4-5	3-4
3	4-5	3
1	5-10	6-11
2	5-10	4-6
3	5-10	3-5
1	10-14	11-15
2	10-14	6-8
1	12-16	13-17
2	12-16	7-9
7	10-15	3-4
8	10-15	3
9	10-15	3
7	12-16	3-4
8	12-16	3
9	12-15	3

Under en bassäng kan en förhöjning i grundvattennivån ske. Storleken och förekomsten av en sådan förhöjning beror på många faktorer vilka bör uppmätas och ett maximalt värde för förhöjningen bör estimeras. Avståndet från förhöjningen till botten på bassängen bör inte understiga 0,6m. Förhöjningen kan minimeras genom att använda långa och smala bassänger istället för runda eller kvadratiska. Även dränering kan utnyttjas.

Drenäring behövs ifall markdjupet inte är tillräckligt eller ifall utflöde till grundvattnet inte är önskat. Dränering kan genomföras bl.a. genom utdikning, drenäringsrör eller drenäringsbrunnar. Vid **utdikning** är det viktigt att vattenytan i diket inte överstiger en viss nivå i förhållande till grundvattennivån under bassängen. Denna nivå kan estimeras enligt formel 14.

$$H = \frac{WIL}{KD} \quad (14)$$

där:

H [m]	= höjdskillnaden mellan dikets vattenyta och den maximala tillåtna förhöjningen av grundvattennivån under bassängen
W [m]	= bredden på bassängen
I [m/d]	= infiltrationshastighet
L [m]	= avståndet i sidled mellan bassäng och dike
K [m ³ /m ² d]	= hydraulisk ledningsförmåga i grundvattenzonen
D [m]	= medeltjocklek av av zonen under grundvattennivån vågrätt mot flödesriktningen

Ifall **drenäringsrör** används är djupet de placeras på av stor vikt. Sänkning av grundvattennivån till mera än 1,5m djup ökar inte den aerobiska zonen märkbart för en infiltrationsbassäng. Avståndet från bassängerna till var rören bör placeras kan estimeras enligt formel 15.

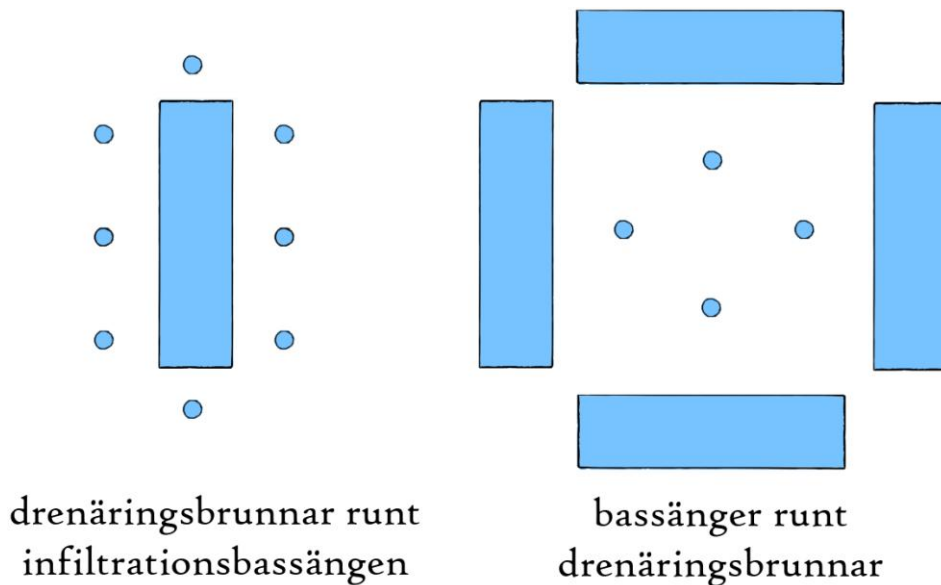
$$H_c^2 = H_d^2 + IW(W + 2l)K \quad (15)$$

där:

H_c [m]	= grundvattenytans höjd ovanför icke-permeabel yta
H_d [m]	= rörets höjd ovanför icke-permeabel yta
I [m/d]	= infiltrationshastighet
W [m]	= bredden på bassängen
L [m]	= avstånd mellan rör och mitten av förhöjd grundvattennivå
K [m]	= hydraulisk ledningsförmåga i jordmån

Den tredje drenäringsmetoden är **drenäringsbrunnar**. Drenäringsbrunnar för insamlandet av infiltrerat vatten kan endast användas i system med snabb infiltrering

eftersom infiltrering i de andra naturenliga systemen är för långsam. Möjligheterna för användningen av återvinningsbrunnar är beroende på flera faktorer varav avståndet till den icke-permeabla nivån är en betydande begränsande faktor. Brunnarna placeras vanligtvis runt bassängen men även brunnar omringade av bassänger förekommer vilket illustreras i Figur 11.



Figur 11. Schematisk bild av utplacering av drenäringsbrunnar (Metcalf & Eddy, 1991)

4.3. YTAVRINNING

För att åstadkomma reduktion i ett jordmånsbaserat system krävs ingående kontakt mellan jordmån och vatten. Eftersom denna kontakt är begränsad i ytavrinning uppnås endast en reduktion på 40 - 60% av fosfor medan BOD och kväve reduceras till halter på 10mg/l eller lägre. Patogener reduceras med en effektivitet på 99%.

4.3.1. PLATS

För ytavrinning används vanligen en 1 - 8% lutning och jordmånar med permeabilitet under 15mm/h. Vid större lutningar kan ytorna byggas i trappsteg, i annat fall bör vegetation användas för att undvika erosion. Ytavrinning kan anpassas till jordmånar med permeabilitet upp till 50mm/d eftersom vanligen täpps eventuella porer i jordmånen förr eller senare till av SS som utfälls samt av tillkomsten av biofilmer och

således minskar permeabiliteten. Avståndet till grundvattnet bör vara åtminstone 0,3 - 0,6m för att undvika att dränka rotzonen och samtidigt erbjuda en tillräckligt lång jordmånsstyp, för den del av vattnet som eventuellt infiltreras, att passera genom innan det når grundvattnet. Mätbrunnar bör placeras före och efter området för att kunna granska halterna i grundvattnet.

4.3.2. KLIMAT OCH VAL AV VÄXT

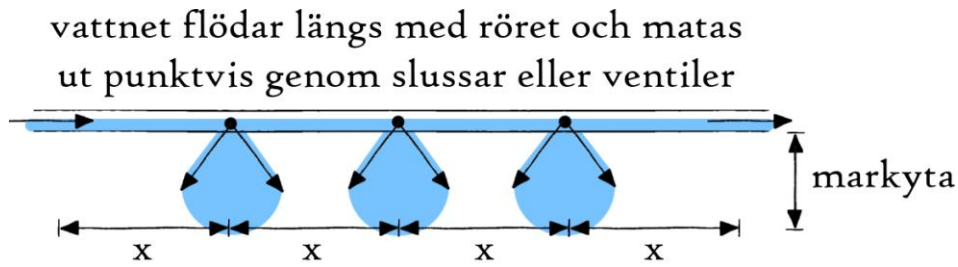
Kvävereduktionen i ytavrinning baserar sig på mikrobverksamhet i ytlagret i jordmånen och således är processen känslig för kyla. Reduktion av BOD kan däremot fortsätta fram tills att marken fryser eftersom den saktade metabolismen uppvägs av ökad mikrobmängd. Ifall den dagliga medeltemperaturen i området sjunker under 0°C bör detta tas i beaktning i planeringen av systemet och påverkar främst lagringsbehovet.

Vegetationens funktion i ytavrinning är att fungera som substrat för mikrober, minimera erosion och uppta kväve. En bra växt vid ytavrinning är därför en tät växt vilka bildar ett enhetligt ytlager, samtidigt som dess rötter bidrar till att förhindra erosion, är vattentålig och utnyttjar näringen i vattnet effektivt. Bra förslag är gräsväxter som redan finns i klimatet. För att uppnå effektiv reduktion bör växterna beskäras eller skördas.

4.3.3. VAL AV METOD FÖR UTDELNING AV VATTEN

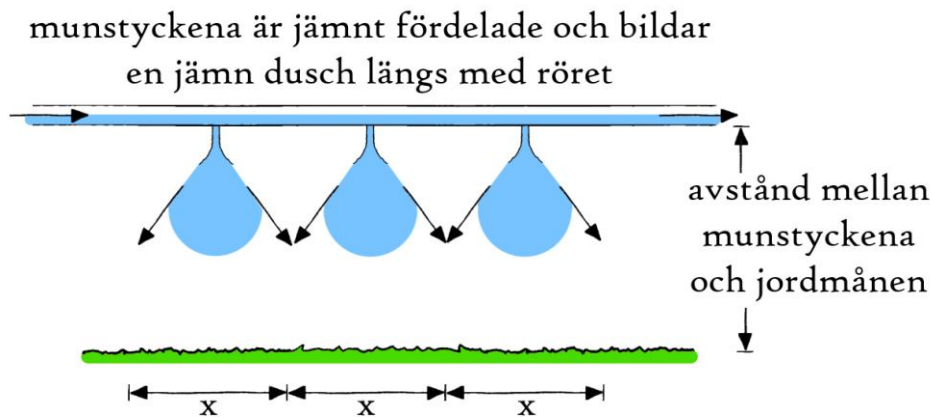
Det finns tre huvudsakliga metoder för utdelning av vatten i ett ytavrinningssystem; flerventil-, dusch- och sprinklersystem. Dessa skiljer sig åt främst genom kostnad, hur jämnt de fördelar vattnet och ifall det finns risk för aerosoler.

Flerventilsystemet består av ett rör med ventiler utplacerade längs med ena eller båda sidorna. Ventilerna kan vara enkla plastslussar och bör placeras med åtminstone 60 cm mellanrum. Ett lågt tryck finns i röret och ventilerna ställs in för att åstadkomma ett jämnt flöde längs med hela sträckan. Figur 12 visar en schematisk bild av ett flerventilsystem.



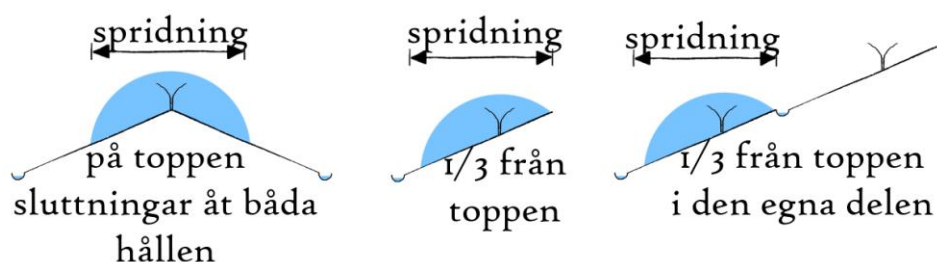
Figur 12. Schematisk bild av ett flerventilsystem (Vesilind & Rooke, 2003)

Duschsystemet består av flera duschmunstycken, med lågt tryck och tillräckligt stora hål för att förhindra tilltäppning av SS. Munstyckena är placerade med jämna mellanrum längs röret en liten bit ovanför markytan. Figur 13 visar en schematisk bild av ett system med duschmunstycken.



Figur 13. Schematisk bild av ett duschsystem

Sprinklersystemet däremot använder sig av ett högt tryck och sprider således även vattnet längre, samt jämnare, men kräver längre sluttningar än de två andra systemen. Sprinklersystemet är att föredra vid höga halter av BOD eftersom vattendropparna blandas med atmosfären bättre jämfört med de två andra systemen. Vanligen placeras munstyckena i ett sprinklersystem så att en tredjedel av sluttningen är ovanför och två tredjedelar nedanför. I Figur 14 visas hur placeringen av munstycken i ett sprinklersystem kan genomföras.



Figur 14. Typiska placeringar för sprinkler-munstycken vid ytavrinning (Metcalf & Eddy, 1991)

4.3.4. VIKTIGA TEKNISKA PARAMETRAR VID UTFORMING

Vid utformningen av ett ytavrinningssystem är följande parametrar viktiga; inflöde, sluttningens lutning och längd, driftcykel, behov av lagring, area, och utplacering av delkomponenter.

Inflödet i ett ytavrinningssystem definieras som mängden vatten applicerat per tidsenhet per meter av bredden på sluttningen. Vid lägre inflöde är reduktionen i systemet högre men ifall inflödet sjunker under en viss nivå sjunker även effektiviteten. Typvärden för inflödet att uppnå den effektivaste reduktionen rör sig kring 0,02 - 0,05m³/h·m, men vanligen användas värden mellan 0,03 - 0,04m³/h·m. Ifall jordmånens temperatur sjunker under 10°C bör lägre värden användas. Inflödets koncentration av BOD bör inte överstiga 400 - 500mg/l, eftersom vid högre koncentrationer kan systemet inte längre täcka syrebehovet.

Sluttningens lutning bör hållas inom 1 - 12%, vanligen föredras 2 - 8 %, och bör vara konstant genom hela sluttningen. Av kostnadsskäl eller beroende på naturen i omgivningen kan även andra lutningar såväl som kombinationer av flera användas. **Sluttningens längd** är vanligen 30 - 60m och bör väljas på basen av inflödet och utdelningsmetod, längre sluttningar behövs vid större inflöde och kortare bör användas vid mindre inflöde. Empiriska försök har visat att i vissa fall kan effektiviteten av reduktionen av BOD i förhållande till sluttningarnas längd och inflöde beskrivas enligt ekvationen i formel 16.

$$\frac{C_z - C}{C_0} = B \exp \frac{-kZ}{q^N} \quad (16)$$

där:

C_z [mg/l]	= koncentrationen av BOD ₅ i ytflödet vid avstånd z
C_0 [mg/l]	= koncentrationen av BOD ₅ i inflödet
C [mg/l]	= koncentrationen av BOD ₅ i slutet
B	= empiriskt bestämd koefficient beroende på q
k	= empiriskt bestämd hastighetskonstant
Z [m]	= längden av sluttningen
q [m ³ /h·m]	= inflöde
N	= empiriskt bestämd exponent (< 1)

Driftcykeln består vanligtvis av två delar; tillsättning av vatten och torkning av marken. Cykelns längd väljs oftast till 24h varav 8 - 12h används för tillförseln av vatten och de resterande 16 - 12h används till torkning. Variationer inom dessa intervall kan påverka reduktionen av kväve nämnvärt och således bör driftcykeln bestämmas via pilot-försök eller uppmätta värden från platsen. Ifall inflödets koncentrationer av BOD överstiger det rekommenderade värdet kan även kortare cykelperioder användas för att förhindra att anaeroba förhållanden uppstår.

Behovet av lagring bestäms utifrån antalet dagar på året som den genomsnittliga dagliga temperaturen är under 0°C med ett minimum på 2 – 5 dagars lagringsutrymme för systemets flexibilitet. Lagringen bör utföras på ett sådant sätt att vattnet inte behöver passera via lagret för att komma in till systemet utan kan ledas dit direkt.

Den **area** som behövs för systemet kan räknas ut på basen av inflödet, sluttningens längd och lutning, driftcykeln och lagringsbehovet enligt formel 17.

$$A_s = \frac{Z \left(Q + \left(\frac{\Delta V_s}{365 * 24} \right) \right) \left(\frac{365 + D_s}{365} \right)}{q \left(\frac{c_{AP}}{O_t} \right)} \quad (17)$$

där:

A_s [m ²]	= ytarea som behövs för avrinning
Q [m ³ /h]	= mängden avloppsvatten som tillförs till sytemet
ΔV_s [m ³ /a]	= årsmedeltal av förändring i lagringen
D_s [d]	= antal dagar som lagring används
q [m ³ /h·m]	= inflöde
c_{AP} [h/d]	= längden på perioden i cykeln under vilken vatten tillsätts
O_t [h/d]	= driftcykelns totala längd
Z [m]	= längden av sluttningen

Till den uträknade area ur formel 17 tillsätts vanligen 25% för att tillåta att viss del av systemet tas ur bruk för underhåll och 10% sätts till för att ta i beaktan vägar som kan behövas vid underhåll. Som typvärden för areabehov kan ges 7 - 50m²/m³/d.

Formel 18 är något simplare än formel 17 och kan även den användas för uträkningen av **arean**. I formel 18 används en säkerhetsfaktor på 1,5 för att innefatta all övrig area som behövs och för att beakta övrig nödvändig information som inte sätts in i ekvationen.

$$A = \frac{QZ}{qP_a} \quad (18)$$

där:

A_s [m ²]	= ytarea som behövs för avrinning
Q [m ³ /h]	= mängden avloppsvatten som tillförs till sytemet
Z [m]	= längden av sluttningen

q [m³/h·m] = inflöde

P_a [h/d] = längden på perioden i cykeln under vilken vatten tillsätts

Vanligen utformas **upplägget** så att ytvavrinningsystemet delas in i ett nätverk av sluttningar med de uträknade egenskaperna. Den totala brädden på sluttningarna fås genom att dividera det totala areabehovet med den uträknade längden på sluttningen. Systemet bör delas in i mera än fyra (4) separata zoner av liknande storlek för att underlätta drift och underhåll och dikessystemet bör kunna klara av även våtare säsonger.

4.4. FWS OCH SSF

Reduktionskapacitet och effektivitet hos våtmarksreningsverk varierar mycket enligt klimat och inflödets koncentrationer. Vanligen är koncentrationen av BOD i utflödet under 10 mg/l och kvävereduktionen kan vara effektiv ifall retentionstider och andra utformningsparametrar är valda rätt. Fosfor reduceras genom växtupptag och utfällning i sedimentet och således bör växterna beskäras eller skördas för att åstadkomma permanent reduktion. I ett FWS kan även botten muddras för att åstadkomma effektiv reduktion.

4.4.1. PLATS

Vid valet av platsen och konstruktionen för ett FWS bör topografin, jordmån, användningsområde och klimatet beaktas. Vågrät eller lätt sluttande topografi är att föredra eftersom FWS vanligen har vågräta bassänger eller kanaler och SSF lätt sluttande bassänger. Lager av jordmån med långsam permeabilitet, mindre än 5mm/h, är att föredra för att förhindra att vattnet infiltreras ner genom jordmån. Dock kommer en eventuell permeabel jordmån att med tiden bli tät genom sedimentation och bakterietillväxt.

4.4.2. KLIMAT OCH VAL AV VÄXTLIGHET

Klimatet kan antas vara den viktigaste faktorn för funktionen av en våtmark, i varje fall då funktionen i nordiska och tropiska klimat jämförs, dock finns det betydande mängder data från fullskaliga SSF som visar på att de kan fungera bra även i nordiska klimat. Orsaken till detta antas vara sedimentation, mikroorganismers anpassning till vintern,

variationer i nedbrytningshastigheter samt värmeisolering p.g.a. förmultnande växter, snöteäcke och jordlager (Allen, Hook, Biederman, & Stein, 2002).

Tidigare ansågs biologiska processer vara obetydliga vid temperaturer nära 0°C och att växternas effekt minimal. På senare tid har bevisats att vid temperaturer under 0°C sker processer som är av betydande storlek. Dessa processer regleras således inte av temperatur utan exempelvis tillgängligheten av näringsämnen (Allen, Hook, Biederman, & Stein, 2002). Temperaturer under 4°C är därför inte ett hinder för nitrifikation så länge som systemet inte fryser och tillräcklig tillförsel av syre finns (Wallace, Parkin, & Cross, 2001).

Då ett SSF används för tertiärrening av avloppsvatten fryser nödvändigtvis inte vattnet fastän vintern är kall och på så vis kan de tillämpas även i kallare klimat. Försök har visat att de kan, även vintertid, effektivt reducera BOD och tillföra syre till jordmånen, beroende på närvaron och arten av växter. Variationen mellan olika arter är stor (Allen, Hook, Biederman, & Stein, 2002) vilket medför att valet av växtlighet bör göras noggrant.

Växterna har en central roll i processerna i våtmarksreningssystem. Då det kommer till absorption av näringsämnen och utfällningen av SS spelar *rötterna* hos makrofyter stor roll. Den del av makrofyterna som är under vattenytan och den del som är under markytan är de viktigaste zonerna eftersom det är där som växter, mikroorganismer och våtmarkens substrat kommer i kontakt med vattnet och dess fosfor, kväve, BOD och SS. För att de eftertraktade fysikaliska, kemiska och biologiska processerna ska kunna ske behövs kontakt och således är rötterna och stjälkarna hos makrofyter av stor vikt (Lai, Wang, Peng, & Chen, 2011).

En viktig egenskap hos växterna ur utformnings-perspektiv är för FWS deras optimala vattendjup samt för SSF hur djupt deras rötter sträcker sig i substratet. Som exempel på bra val av arter för kallare klimat kan ges Kaveldunsläkten, (lat. *Typha*), och Starrsläktet, (lat. *Carex*) (Allen, Hook, Biederman, & Stein, 2002). Olika makrofyter trivs i olika vattendjup vilket är viktigt med tanke på FWS medan hur djupt rötterna tränger ned i substratet är viktigt att veta då man planerar ett SSF. För de vanliga sorterna varierar vattendjupet 0 - 1,5m och rötterna kan tränga ner till 0,75cm.

Rötterna och rhizomer hos framväxande makrofyter skapar en livsmiljö för mikroorganismer och således kan härledas att rötternas form, struktur, tillväxt och fördelning skulle kunna spela roll. En undersökning av 35 olika makrofyters rötter visade att stora skillnader i rötters livslängd och tillväxt fanns men ändå kunde makrofyterna delas in i två grupper på basen av rötternas form och anatomiska egenskaper. Det visade sig att växterna anpassade sig till omgivningen med att forma sina rötter på ett av två sätt, antingen genom få stora och grova rötter eller många små och fiberlika rötter. De makrofyter som hade fiberlika rötter visade sig ha ett betydligt effektivare upptag av näring och snabbare tillväxt av växtdelen ovan jord (Lai, Wang, Peng, & Chen, 2011) och är således att föredra vid valet av växter att plantera i ett våtmarksreningsverk.

Makrofyter transporterar syre till sina rotsystem i samband med aerobisk andning och för att oxidera reducerade molekyler. Vissa makrofyters flöde av syre till rotzonen kan stå för upp till 90% av det syre som kommer in till jordmånen och orsakar således aerob aktivitet hos mikroorganismer. Eftersom den aerobiska andningen i roten blir mindre vintertid kan denna transport av syre till jordmånen hållas lika stor, beroende på arten (Allen, Hook, Biederman, & Stein, 2002). Stora skillnader finns även inom samma växtfamilj och för närmare ingång i valet kring specifika arter kan hänvisas till examensarbetet *'Selecting Plant Species to Optimize Wastewater Treatment in Constructed Wetlands'* (Taylor, 2009). Vanligen skördas inte våtmarksväxter eftersom det inte är praktiskt, men ibland bränns torkade gräsväxter i FWS för att förhindra att rötterna dämmer upp vattenflödet.

4.4.3. VIKTIGA TEKNISKA PARAMETRAR VID UTFORMING

Viktiga tekniska parametrar för våtmarker är retentionstid, bassängdjup, bassängens geometri, biologisk och hydraulisk belastning och i SSF är även substratets egenskaper viktiga.

Retentionstiden i ett FWS kan enkelt estimeras enligt formel 19 och ifall reduktionen av BOD är av vikt kan istället formel 20 användas.

$$t = \frac{lWnd}{Q} \quad (19)$$

där:

t [d]	= retentionstiden
l [m]	= längden på bassängen
W [m]	= brädden på bassängen
d [m]	= djupet av bassängen
n	= procent av bassängen som saknar växtlighet
Q [m ³ /d]	= genomsnittligt flöde genom våtmarken

$$\frac{C_e}{C_o} = n_{BOD} \exp\left(-0,7K_T(A_v)^{1,75}t\right) \quad (20)$$

där:

t [d]	= retentionstiden
C_e [mg/l]	= BOD ₅ i utflödet
C_o [mg/l]	= BOD ₅ i inflödet
n_{BOD}	= empirisk koefficient (beskriver den del av BOD ₅ som inte reduceras genom sedimentation i början av systemet)
0,7	= empirisk konstant
K_T [d ⁻¹]	= hastighetskonstant vid temperaturen T i °C
A_v [m ² /m ³]	= specifik yta för mikrobiologisk aktivitet

På ett liknande sätt kan **retentionstiden** i ett *SSF* räknas ut på basen av flödet och BOD reduktion. För uträkning av retentionstiden på basen av flödet kan formel 21 användas och ifall BOD reduktionen bör beaktas kan formel 22 användas. För att kunna använda formel 22 bör retentionstiden i porerna först bestämmas enligt formel 23.

$$t = \frac{l}{k_s S} \quad (21)$$

där: t [d] = retentionstiden
 l [m] = bassängens längd
 k_s [m³/m²d] = hydraulisk ledningsförmåga
 S [m/m] = bottnens lutning

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t') \quad (22)$$

där: t' [d] = retentionstiden i porerna
 C_e [mg/l] = BOD₅ i utflödet
 C_o [mg/l] = BOD₅ i inflödet
 K_T [d⁻¹] = hastighetskonstant vid temperaturen T i °C

$$t' = \frac{lW\alpha d}{Q} \quad (23)$$

där: t' [d] = retentionstiden i porerna
 α = porösheten hos substratet
 l [m] = längden på bassängen
 W [m] = brädden på bassängen
 d [m] = djupet av bassängen
 Q [m³/d] = genomsnittligt flöde genom våtmarken

För kvävereduktion är upprättandet av ett pilot-projekt det bästa tillvägagångssättet för att försöka bestämma en **retentionstid** eftersom reduktionsprocessen är beroende av flertalet komplexa faktorer vilka beskrevs i kapitel 3.1. Mätdata har visat att högst effektivitet uppnås genom att ha både områden med öppet vatten och områden täckta av vegetation om vartannat. För att bibehålla sådana zoner krävs åtminstone årlig beskärning av vegetationen.

Angående fosforreduktion finns inte heller någon enkel formel för optimal **retentionstid**. Fosforreduktionen som sker är som tidigare nämnt p.g.a. bindning till sediment eller upptag i biomassan, därför finns det en väldigt liten egentlig fosforreduktion i en våtmark ifall inte vegetationen och sediment tas bort, exempelvis genom beskärning och muddring.

En studie i Australien (Walker, 2001) gav förhållande som presenteras i formel 24 mellan **retentionstid** och reduktionen av SS via sedimentation.

$$E = \frac{\sum_{t_{fall}}^{t_{max}} f(t) + \sum_0^{t_{fall}} \frac{t}{t_{fall}} f(t)}{\sum_0^{t_{max}} f(t)} \quad (24)$$

där:	E [%]	= sedimentationen av SS
	t_{max} [s]	= den maximala tiden ur $f(t)$
	t_{fall} [s]	= tid det tar för en partikel att <i>falla</i> till botten i bassängen, d.v.s. den kortaste möjliga tiden
	t [s]	= tid det tar för partikeln att sedimentera
	$f(t)$	= sannolikhetsfördelningsfunktion som beskriver tiden som det troligen tar för partikeln att sedimentera

Bassängdjupet bestäms i ett FWS av de valda makrofyternas optimala vattendjup. I nordliga klimat höjs vanligen vattenytan till vintern för att ta i beaktan istäcket och de längre retentionstider som det kalla vädret för med sig. Denna årliga variation betyder att det bör finnas ett sätt att reglera höjden i bassängen. I ett SSF däremot bestäms

bassängdjupet av djupet hos makrofyternas rotzon eftersom rötterna tillför zonen syre som tidigare nämnt. I ett **FWS** kan vattendjupet varieras genom att ha zoner med djup på mera än 1m varvat med zoner grundare än 0,6m, eller genom att ha ett V-format utsläpp, och på så vis hjälpa de aerobiska processerna och minska behovet av att plantera och skörda makrofyter.

Med **bassängens geometri** avses bredd, längd och area. Optimala värden varierar beroende på systemet som används, d.v.s. ifall det är ett FWS, SSF med VF eller SSF med HF. Areabehovet antas vanligen vara mellan 2 - 7ha för ett flöde på 1000m³/d. I ett **FWS** bestäms arean av ytan genom den bestämda retentionstiden och vattendjupet och för att estimerare areabehovet kan formel 25 användas.

$$A_{fws} = \frac{Qt}{d} \quad (25)$$

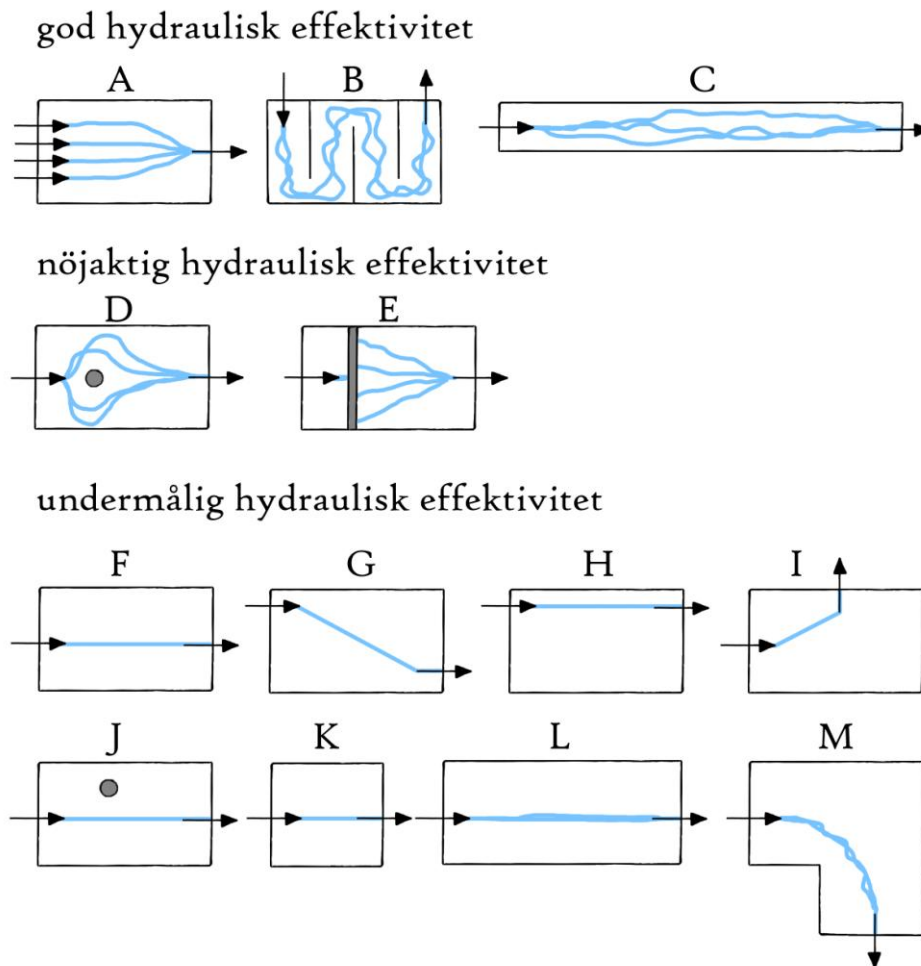
där:

$A_{fws} [m^2]$	= arean av vattenytan
$Q [m^3/d]$	= genomsnittligt flöde genom våtmarken
$t [d]$	= retentionstid
$d [m]$	= djup

Försök till att hitta optimala förhållanden mellan längden och bredden i ett våtmarksreningsverk har inte gett slutgiltiga resultat, men vanligen används långa smala bassänger, exempelvis med förhållandet mellan längd och bredd 10:1, för att undvika kortslutning i systemet fastän viss risk av överbelastning i början av bassängen finns. Vanligen används flera bassänger, eller en bassäng delad i flera, parallellt och summan av deras bredd brukar vara samma som längden av en. Ibland utformas dessa bassänger som spiraler som omsluter sig själva för att försöka minska eventuell ojämn belastning och även en fördelning av inflödet över en längre sträcka kan vara till hjälp.

Att långsmala bassänger är att föredra har påvisats i test (Persson, Some, & Wong, 1999) där tretton (13) olika former på fördelningen av inflödet samt bassängernas

geometri jämfördes. Figur 15 visar de olika formerna som testades samt rangordnar de i tre grupper med god, nöjaktig och undermålig hydraulisk effektivitet.



Figur 15. Jämförelse av utformning av bassänger i FWS (Persson, Somes, & Wong, 1999)

Klassifikationen i bra, nöjaktig och undermålig i Figur 15 baseras på den hydrauliska effektiviteten i bassängen vilket antas vara direkt anknuten till reduktionen i våtmarken. Långsmala (C) och slingrande (B) former visade sig vara bäst och ett fördelat inflöde över hela bredden av våtmarken (A) bidrog också till förbättrat hydraulisk effektivitet. Då förhållandet mellan längd och bredd sjönk under 4:1 (K och L), och ett punktformat inflöde användes, blev även den hydrauliska effektiviteten betydligt sämre, men ifall en

ö placerades rakt framför inflödet (D) fördubblades effektiviteten och liknande effekt kunde även fås genom att på samma plats placera en annan typ av flödesstörande konstruktion (E). Ifall ön placerades fel (J) blev effektiviteten sämre och det samma gäller felplacerat utflöde (F, G, H, I och M). Lika stor och större inverkan på den hydrauliska effektiviteten fås genom utformningen av vegetationen, den är dock svårare att få att bibehålla formen (Persson, Somes, & Wong, 1999).

I ett **SSF** avses med **bassängens geometri** såväl arean för systemet som arean av tvärsnittet samt längd och djup. Den area som behövs för systemet kan estimeras enligt formel 26.

$$A_{ssf} = \frac{Q(\ln C_o - \ln C_e)}{K_T d n} \quad (26)$$

där:	$A_{ssf} [m^2]$	= area
	$Q [m^3/d]$	= genomsnittligt flöde genom våtmarken
	$C_o [mg/l]$	= BOD ₅ i inflödet
	$C_e [mg/l]$	= BOD ₅ i utflödet
	$K_T [d^{-1}]$	= hastighetskonstant vid temperaturen T i °C
	$t [d]$	= retentionstiden
	$d [m]$	= djup
	n	= andelen tomrum i substratet mellan partiklarna

Vanligtvis är längden på ett SSF betydligt kortare än bredden och beräknas från den estimerade arean och bredden. Bredden kan uträknas ur tvärsnittsyans area och den valda vegetationens optimala djup. Formel 27 presenterar ekvationen för tvärsnittsyans area.

$$A_{cs} = \frac{Q}{k_s S} \quad (27)$$

där: $A_{cs}[\text{m}^2]$ = area
 $Q [\text{m}^3/\text{d}]$ = genomsnittligt flöde genom våtmarken
 $k_s [\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}]$ = hydraulisk ledningsförmåga
 $S [\text{m}/\text{m}]$ = bottnens lutning

Organisk belastning, eller BOD, är en viktig faktor i planeringen av våtmarker och får inte överstiga syretillförseln till systemet genom makrofytrötterna. Estimerade värden för syretillförseln hos framväxande makrofyter varierar mellan 5 - 25g/m²d och vanligen används 20g/m²d som ett medelvärde i uträkningar.

I **SSF** används 110kg/ha·d som typvärde för maximal tillåten **organisk belastning** men vanligen rekommenderas att värdet inte överstiger 66,5kg/ha·d eftersom belastningen lätt koncentreras till början av systemet. Ifall inflödet innehåller mycket SS rekommenderas ett ännu lägre värde för den organiska belastningen eller stegvis inmatning av vattnet.

I ett **FWS** är syretillförseln till vattnet betydligt lägre än i ett **SSF**, eftersom rötterna är i jordmånen samtidigt som tät vegetation hindrar blandning av vattnet och således syretillförsel från luften. Zoner med vattenyta fri från makrofyter placerade i systemet kan hjälpa till med syretillförseln samtidigt som det kan effektivera reduktionen av kväve. Dock rekommenderas att den organiska belastningen inte överstiger det tidigare rekommenderade värdet 66,5kg/ha·d.

För att bibehålla hög BOD reduktion även under vintern kan ett isolationslager planeras för våtmarken. För att estimeras eventuellt resultat av ett sådant lager presenteras en ekvation i formel 28 för att estimeras eventuell energiförlust. (Wallace, Parkin, & Cross, 2001).

$$E_- = G + (U_i - U_o) \quad (28)$$

där: E [MJ/m²/d] = energiförlust till atmosfären
 G [MJ/m²/d] = energi som leds från marken
 U_i [MJ/m²/d] = energi som tillkommer med inflödet
 U_o [MJ/m²/d] = energi som försvinner med utflödet

En våtmark bör planeras så att E i formel 28 minimeras vilket innebär att införseln av energi blir i förhållande större och således hålls temperaturen högre under kallare klimat. Detta sker genom att undvika öppen vattenyta och att inte lita på att is och snö räcker som insulat. I praktiken medför detta att SSF används framom FWS och att ett isoleringslager, exempelvis kompost, placeras ovanpå våtmarken (Wallace, Parkin, & Cross, 2001).

Hydraulisk belastning är vanligen inte en av de viktigare utformningsparametrarna, men är en väldigt bra jämförelseenhet, samt då våtmarker planeras för tertiär rening av avloppsvatten kan den användas för ett snabbt estimat av tänkbart areabehov. Med hydraulisk belastning avses vattenflödet till en viss area under en viss tid och värden varierar vanligen mellan 150 - 500m³/ha·d.

Viss försiktighet bör utövas vid användningen av ekvationer som har nämnts i detta kapitel eftersom de innehåller värden som härstammar från empirisk undersökning och således kan de geografiska ställen där de fungerar vara mycket specifika. Pilotundersökningar bör göras på plats ifall det inte finns en våtmark i närheten som kan erbjuda mätdata. I Tabell 4 visas ett sammandrag av några typvärden för FWS och SSF.

Tabell 4. Typvärden vid utformningen av våtmarker

Parameter	FWS	SSF		
Retentionstid	4 - 15 d			
Vattendjup	0,1 - 0,6 m	0,3 - 0,8 m		
Biologisk belastning	< 66,5 kgBOD/ha-d			
Hydraulisk belastning	0,015 - 0,05 m ³ /m ² d			
Areabehov (minimi)	2,14 - 7,16 m ² /m ³ d			
(gäller endast SSF) Substrat	Största 10% kornstorlek	Poröshet, α	Vattenledningsförmåga, k_s	Hastighet vid 20°C, K_{20}
Medium sand	1 mm	0,42	0,42 m ³ /m ² d	1,84
Grov sand	2 mm	0,39	0,48 m ³ /m ² d	1,35
Grusig sand	8 mm	0,35	0,49 m ³ /m ² d	0,86

4.5. FVS

4.5.1. PLATS

Av kostnadsskäl bör platsen för ett FVS väljas noggrant, att föredra är sådana ställen som är horisontella eller endast sluttar svagt, fastän processen går att tillämpa för ett dyrare pris i trappsteg. Ifall FVS utgör huvudprocessen i reningen bör permeabel jordmån undvikas eftersom vattnet behandlas i bassängen och inte genom infiltration i jordmånen. Permeabilitet mindre än 5mm/h är att föredra och ifall den är mycket snabbare bör botten i bassängen täckas in med en yta av icke-permeabelt material, exempelvis lera eller ett syntetiskt material; exempelvis geosyntetisk lera vilket användes vid byggandet av bassängerna i *Beijing Olympic forest park* (Xie, He, Xu, Dong, Cheng, & Wu, 2012).

4.5.2. KLIMAT OCH VAL AV VÄXTLIGHET

FVS baserar sig på fritt flytande makrofyters upptag och är således väldigt beroende av klimatet. Ifall systemet byggs utomhus kan klimatet inte påverkas men växter som är

anpassade till klimatet kan väljas. Nedan följer en kort beskrivning av de tre vanligaste använda växterna vilka alla tre trivs bäst i vattentemperaturer över 10°C och lufttemperaturer över 5 - 10°C.

Vattenhyacint (lat. *Eichhornia crassipes*) är en flerårig färskvattenväxt med runda glansiga görna blad och lavenderblommor. Enskilda plantor kan i avloppsvatten variera i storlek mellan 0,5 - 1,2m från toppen av blomman till nedersta delen av roten. Blommorna sprider sig snabbt horisontellt genom vegetativ förökning (förökning genom frön kan också ske) tills att vattenytan är täckt. Vattenhyacinten anses vara bland de tio snabbast växande ogräsen och takten påverkas av solljus, temperatur, näringsämnessammansättning i vattnet, kultiveringsteknik samt andra miljöfaktorer. Tillväxten kan beskrivas antingen genom procenten av den täckta vattenytan genom tiden eller växtdensitet genom att räknävmassa per areaenhet av vattenytan. Växtdensiteten kan variera mellan 10 - 80kg/m² då vattenytan är till 100% täckt.

Andmat (lat. *Lemna spp.*, *Spirodela spp.*, *Wolffia spp.*) är en familj av växter med små, gröna blad och roten är vanligen kortare än 12mm. De är bland de minsta blommande växterna och förökar sig väldigt snabbt. Jämfört med Vattenhyacint kan de växa 30% snabbare och i de rätta förhållandena kan massan fördubblas på fyra dagar. Fastän Andmat klarar av att växa ännu vid vattentemperaturer ned till 7°C trivs de bäst i högre temperaturer. Små flytande växter fångas lätt av vinden och kan anhopas vid ena sidan av bassängen, detta inverkar på mängden sol de får och yta av bassängen som är täckt, vilket gör att effektiviteten sjunker. För att sprida växterna tillbaka över hela bassängen krävs manuellt arbete.

Spikblad (lat. *Hydrocotyle umbellata*, *H. Ranunculoides*, *H.spp.*) är vanligen en makrofytt med rot men kan i näringsrika vatten bilda stora flytande flottor av växtmassa som börjar växa vertikalt vid höga densiteter. Arean av de ytor där fotosyntes sker är väldigt liten och vid höga densiteter börjar plantorna skugga varandra vilket ännu mera minskar upptagningsförmågan. I varma klimat är tillväxttakten 0,01kg/m²d och till skillnad från vattenhyacinten minskar inte växtens upptag under svala förhållanden.

4.5.3. SKÖRD OCH VAL AV SYSTEM BASERAT PÅ VÄXT

Behovet att skörda makrofyterna baseras på den eftersökta reningseffektiviteten, tillväxthastighet och förekomsten av växtätande liv. Effekten av skördningen är att densiteterna av växterna hålls inom tillåtna värden för maximal reningskapacitet samtidigt som det är det enda sättet för fosforreduktion m.hj.a. FVS i nämnvärda mängder.

Intervallen mellan skördning varierar enligt klimat och växt och kan krympa till en gång per vecka. Skördade plantor av vattenhyacint torkas vanligtvis och sprids ut över marken för att förmultnas. Även kompostering sker men i sådana fall krävs ändå torkning först för att förhindra att växternas höga vattenhalt producerar flöden som måste behandlas. Andmat kan malas ner och användas som djurfoder.

Vattenhyacint FVS är de vanligaste formerna av FVS i bruk och delas vanligen in i tre olika versioner beroende på mängden löst syre i vattnet; *aeroba icke-luftade*, *aeroba luftade* och *fakultativt anaeroba*. Det icke-luftade aeroba systemet är det vanligaste eftersom det fungerar väldigt bra med viss myggförekomst och illaluktande gaser. Den luftade varianten klarar av högre halter av organiska ämnen, behöver mindre areal och producerar inga illaluktande gaser och förekomsten av myggor är nästintill noll. Den sista varianten klarar av ännu högre halter av näringsämnen men producerar mycket illaluktande gas samtidigt som myggor trivs väldigt bra däri.

Andmat FVS, och även spikblad FVS, används främst som en extra process mellan utflödet från fakultativa- eller stabiliseringsdamm-system och naturen. Bassänger som används utformas enligt samma principer som andra damm-system men med den skillnaden att makrofyterna bör skyddas från vinden på något sätt, exempelvis genom utplacering av flytande bommar.

4.5.4. VIKTIGA TEKNISKA PARAMETRAR VID UTFORMINGEN

Tekniska parametrar som bör planeras är; retentionstid, vattendjup, bassängers geometri, organsik belastning samt vattenbelastning. **Retentionstiden** beror på flera komponenter men väljs oftast enligt halterna av näringsämnen och den önskade reduceringen. **Vattendjupet** väljs så att det vertikala utbytet av vatten i systemet fungerar och näringsämnena således kommer i kontakt med rotsystemet hos de fritt

flytande makrofyterna. Detta kan även innebära viss variation av vattendjupet i olika områden.

Bassängers geometri syftar på utformningen och placeringen av flera bassänger i serie eller parallellt samt på hur in- och utflödet av vattnet är uppbyggt. Även eventuell återmatning av vattenflödet kan utnyttjas. **Organisk belastning** är viktigt att ha i åtanke eftersom ifall dessa halter blir för höga produceras illaluktande gaser och för att undvika det bör dessa halter hållas under 110kg/ha·d. **Vattenbelastning** vid tertiär behandling av avloppsvatten är vanligen mellan 200 - 600m³/ha·d i icke-luftade system och upp till 1000m³/ha·d i luftade system.

I tabell 5 presenteras några parametrar för andmat FVS och tre olika typer av använda vattenhyacint FVS.

Tabell 5. Jämförelse av olika FVS

	Vattenhyacint FVS			Andmat FVS
	Icke-luftad	Luftad	Fakultativt anaerob	
Utformningskriterier				
BOD₅ (inflöde) [mg/l]	130-180	130-180	30	40
Organisk belastning [kg/ha-d]	45-90	170-340	10-45	20-35
Vattendjup [m]	0,45-0,90	0,90-1,20	0,60-0,90	1,20-1,80
Retentionstid [d]	10-36	4-8	6-18	20-25
Vattenbelastning [m ³ /m ² d]	0,02-0,06	0,09-0,28	0,04-0,15	0,06-0,08
Vattentemperatur [°C]	> 10	> 10	> 10	> 7
Lufttemperatur [°C]	> 5 - 10	> 5 - 10	> 5 - 10	> 5 - 10
Beskärning (skörd)	årligen eller per säsong	två gånger i månaden eller fortlöpande	två gånger i månaden eller fortlöpande	månatligen (alt. en gång i veckan)
Förväntade halter i utflödet				
BOD₅	< 20 mg/l	< 15 mg/l	< 10 mg/l	< 30 (< 10) mg/l
SS	< 20 mg/l	< 15 mg/l	< 10 mg/l	< 30 (< 10) mg/l
N	< 15 mg/l	< 15 mg/l	< 5 mg/l	< 15 (< 5) mg/l
P	< 6 mg/l	< 2 mg/l	< 4 mg/l	< 6 (< 2) mg/l

4.5.5. AFI SYSTEM

Eftersom AFI är ett nytt system och baserar sig helt och hållet på de växter som används presenteras inga egna utformningsparametrar, men ett exempel på en implementering ges nedan.

I Honghu, Kina, utfördes 2009 ett test med en AFI innehållandes sju olika lokala växter bestående av kryddväxter, buskar och träd. AFI går ut på, som nämnt i kapitel 2.3.4, att en flotte konstrueras i vilken växterna sätts fast och flyter således på vattnet. I detta fall hade flotten storleken 2 x 1m och bestod av en ram av PVC-rör och rep från ena ändan av ramen till andra för att fästa plantorna i. Totalt byggdes 140 flottor vilket gav den totala ytan 280m² (Zhu, Li, & Ketola, 2011).

Systemet placerades ut i en flod som var 1,5m djup, 5m bred och hade ett flöde på 3150m³/h. Årsmedeltemperaturen i området var 16,5°C. Växternas upptag varierade mellan 0,51 - 4,48gN/m² och 0,06 - 0,33gP/m². Den upptagna fosfor och kvävet lagrades antingen i roten, stammen eller bladen beroende på arten (Zhu, Li, & Ketola, 2011).

4.5.6. ÖVRIGT

Ifall en våtmark placeras nära ett bostadsområde bör inverkingar på invånarnas trivsel beaktas. Trivseln inverkas negativt av eventuell lukt och förekomsten av myggor. Illaluktande gaser produceras främst då något är fel i bassängen och behöver således inte beaktas. För att minimera förekomsten av myggor i FWS kan bl.a myggätande fisk inplanteras samtidigt som eventuella vattenhyacinter inte tillåts packas så tätt att det uppstår fickor av vatten som fiskarna inte kommer åt. För fiskarnas överlevnad krävs halter över 1mg/l av upplöst syre i vattnet. I SSF är myggor inte ett problem ifall de förhindras från att nå vattenytan, exempelvis genom ett tunt lager av grov sand.

4.6. SAMMANFATTNING

I Tabell 6 ges en kort sammanfattning och jämförelse av olika faktorer som bör beaktas vid utformningen av ett naturenligt system.

Tabell 6. Sammanfattning av våtmarksrenningsverk (Karttunen, 2004)

Faktor	Långsam infiltration	Snabb infiltration	Ytavrinning	Våtmark
Klimat	Vid regn och kalla temperaturer behövs lagring	Beror på implementeringen	Vid regn och kalla temperaturer behövs lagring	Lagring kan behövas
Avstånd till grundvatten	0,6 - 1,0m	> 3,0m (mindre vid dränering)	Inte en kritisk faktor	Inte en kritisk faktor
Markytans lutning	Fält < 15% Skog < 40%	Stor lutning kräver mera byggnadsarbete	1 - 8 %	vanligtvis < 5 %
Jordmånens vattenledningsförmåga	Måttlig	Hög	Låg	Måttlig
Behov av förbehandling	Försedimentering	Försedimentering	Sandborttagning och rensgaller	Försedimentering
Utdelning av avloppsvatten	Ytapplicering eller sprinkler	Ytapplicering	Ytapplicering eller sprinkler	Ytapplicering eller sprinkler
Hydraulisk belastning	1,7 - 6,1 m/a	6,1 - 91 m/a	7,3 - 57 m/a	5,5 - 18,3 m/a
Behov av area per volym avloppsvatten	60 - 215 m ² /m ³	4,0 - 60 m ² /m ³	6,4 - 48 m ² /m ³	19,3 - 66 m ² /m ³
Huvudsakliga reningsprocess	Avdunstning och infiltration	Absorption och infiltration	Ytavrinning, avdunstning och absorption	Avdunstning, absorption och avrinning
Behov av växtlighet	Behövs	Kan användas	Behövs	Behövs

5. ATT PLANERA ETT NRS

5.1. GRUNDPRINCIPER

Ett *Naturenligt ReningsSystem*, NRS, är endast en vidareutveckling av ett våtmarksreningsverk för ändamålet att behandla vatten samt ett begrepp som används i detta arbete för att kunna skilja på våtmark i betydelsen *naturenligt system för rening av vatten* och våtmark som *en helhet bestående av flera olika naturenliga system*. I litteraturen används våtmark som benämning i båda fallen. I detta arbete avses med NRS en kombination av flera naturenliga system (se bilaga 1).

Vid planeringen av ett NRS är det viktigt att egenskaperna hos avloppsvattnet, behandlingsprinciperna i naturenliga system, hälsoaspekterna som kan komma på fråga samt miljölagarna är bekanta. Dessa faktorer bör tas i beaktan i alla stadier av planerandet för ett lyckat NRS. (Metcalf & Eddy, 1991).

Ett NRS kan delas in i två typer enligt ifall en kompromiss har gjorts eller inte vid utformningen av systemet. Ett NRS har som huvuduppgift att behandla vatten och en kompromisslös implementering av den uppgiften kan leda till fyrkantiga betongbeklädda bassänger och utnyttjandet av endast en växtart genom hela systemet beroende på vilket resultat som eftersöks. Vid en kompromiss kan utformningen göras mera *naturlik* på eventuell bekostnad av reningseffektivitet.

5.1.1. EN VILJA BÖR FINNAS

Förrän ett NRS planeras bör viljan att bygga det finnas. Ett sätt att mäta ifall ett NRS är något som människor vill ha är genom en 'willingness to pay'-förfrågan. En sådan förfrågan utförs genom att människor i direkt anknytning ges ett frågeformulär att fylla i. I formuläret finns frågor som relaterar till NRS och ifall de tillfrågade anser att det skulle vara samhället till gagn att bygga det. (Xie, He, Xu, Dong, Cheng, & Wu, 2012).

I Kina utfördes en sådan förfrågan 2008 innan byggandet av en våtmarkspark i *Beijing Olympic forest park*. En del av svaren förkastades, p.g.a. att den tillfrågade inte hade någon anknytning till området, men av de resterande visade sig 80% vara väldigt

positivt inställda till byggandet av en våtmarkspark och 18% måttligt positivt inställda. Endast 2% motsatte sig våtmarksparken (Xie, He, Xu, Dong, Cheng, & Wu, 2012).

5.1.2. VARFÖR NATURLIK

Den naturlika aspekten hos ett NRS framkommer i utnyttjandet av en våtmark som en av de naturenliga systemen för behandling av vattnet. Orsakerna att anlägga en våtmark är många och naturligtvis varierar utformningen enligt syftet och fastän syftet exempelvis är att endast fungera som en prydnad, en vattenreservoar för bevattning, en lämplig plats för någon växt, ett tillhåll för fåglar och djur eller något helt annat så kommer våtmarken att samtidigt uppfylla många andra funktioner än dess primära syfte. Dessutom kommer våtmarken inte att bli precis så som den planerades (Österberg, 2005) eftersom den är ett öppet system vilket tillåter inverkan av omgivningen.

Våtmarker är fyllda med liv och biologisk aktivitet. De fungerar både som tillfälliga och permanenta platser för många former av liv och däribland även flera hotade djurarter. För att gynna biologisk mångfald bör en ny våtmark placeras i närheten av andra våtmarker så att det bildas ett nätverk av närliggande lokaler som gör det möjligt för flora och fauna att sprida sig (Ulvholt, 2007). Även om en enskild våtmark kanske inte har så många olika arter så kan den utgöra en viktig plats för någon enskild art och på så vis bidra till den regionala eller internationella mångfalden (Hedberg, 2008).

En våtmark med varierad bottenpografi, hög flikighet och varierande vegetation med varierande utbredning skapar många livsmiljöer som gynnar många arter. Eftersom våtmarker ofta är en bristvara i odlingslandskapet koloniserar de förvånansvärt snabbt efter anläggandet av det växt och djurliv som finns i området. Även om våtmarkens syfte först och främst är behandling av vatten kan den bidra till att den biologiska mångfalden ökar i området. Är det en speciell art som ska gynnas, utformas och placeras våtmarken så att den passar artens krav och möjliggör spridning. För vissa arter kan ett varierande vattenstånd vara det viktigaste kravet och våtmarken bör då utformas så att vattnet tillåts fluktuera. Antalet hotade arter i Sverige som är knutna till våtmarker är över 260 st. Att anlägga våtmarker tros gynna flera av dessa. (Ulvholt, 2007).

På senare tid har våtmarker uppmärksammats allt mer i och med populäriseringen av hållbar utveckling. Forskare har intresserat sig alltmer i våtmarker och kunskapen och

litteraturen kring våtmarker har växt betydligt på senare år. Dock har väldigt lite forskning skett kring det estetiska (Campbell & Ogden, 1999). Eftersom en naturlig våtmark kan vara ett ställe för avkoppling och naturupplevelser behövs kanske inte desto mera avancerad utformning. Många människor behöver närhet till naturen för sitt välbefinnande och de möjligheter en våtmark erbjuder till friluftsliv kan vara de enda stadsbor har att tillgå (Hedberg, 2008).

Förutom att vara ett ställe att spendera sin fritid på kunde våtmarksparken fungera som en form av klassrum ifall en skola finns inom räckhåll (Ulvholt, 2007). I Malibu, Kalifornien, finns *Legacy Park*, en park om 15ha som renar dagvatten samtidigt som den undervisar besökarna genom att på strategiska ställen finns utsatt skyltar med information åt de som vill lära sig. Dessutom har det mitten av parken byggts ett utomhusklassrum (Brager & Thorsen, 2011).

Orsakerna och möjligheterna kan anses vara många till att försöka använda ett NRS till annat än vattenbehandling. Ett NRS kan anpassas till att fungera som en stadspark eller som ett viktigt naturligt habitat. Ifall området skall fungera som ett habitat för en viss eller flera specifika arter efterapas deras naturliga miljö i mån om möjlighet. Ifall NRS utformas som en park för rekreation finns allmänna utformningsprinciper för en park i kapitel 5.2.

5.1.3. HÄLSOFAKTORER

Ifall området ämnas användas av allmänheten är det viktigt att ta i beaktan faktorer som kan inverka på hälsan. Hälsosfaktorer i ett NRS är patogener (mikroorganismer), som på ett eller annat sätt kunde överföras till människor eller djur, ämnen som kan tränga in i grundvattnet och växtlighet. (Metcalf & Eddy, 1991).

5.1.4. VARFÖR ALLMÄN AKTIVITET I OMRÅDET

Fastän det är allmänt känt att regelbunden fysisk aktivitet är bra för såväl fysisk som mental hälsa har den senare tidens tekniska utveckling lett till att alltfler barn och ungdomar är väldigt mycket stillasittande. Dessutom har det konstaterats att den fysiska aktiviteten minskar från barn till ungdomar och fortsätter att minska uppåt i åldrarna. Ett sätt att motverka detta är att se till att parker och lekplatser finns tillgängliga för allmänheten. Det finns mycket bevis för att parker och rekreationsanläggningar bidrar

till fysisk aktivitet hos barn och ungdomar och ny forskning tyder på att parker är den populäraste platsen, efter skolan, för ungdomar att vara fysiskt aktiva (Floyd, Bocarro, Smith, Baran, Suau, & Fang, 2011).

Ifall parken skall bidra till aktivitet och socialt umgänge hos barn och ungdomar finns det vissa parametrar som bör beaktas. Till dessa parametrar hör vilka typer av områden, d.v.s. vilken typ av natur eller anläggningar, som finns i parken. Barn och ungdomar föredrar olika typer av områden beroende på ålder och kön. Hur barn och ungdomar av olika åldrar och kön fördelade sig enligt olika typer av områden i en undersökning finns sammanställt i Tabell 7 (Floyd, Bocarro, Smith, Baran, Suau, & Fang, 2011).

Tabell 7. Fördelningen av barn och ungdomar inom parker

Typ av område	Kön		Ålder		
	Pojkar [%]	Tjejer [%]	0-5 [%]	6-12 [%]	13-18 [%]
Lekplatser	33,7	48,9	56,6	34,9	11,4
Äng	14,4	6,1	8,9	11,3	14,6
Idrottsplan / spelplan	12,9	4,9	3,0	6,8	32,7
Öppet område / gräsmatta	15,5	13,8	13,9	19,3	5,8
Spår	6,2	6,3	5,7	7,7	3,8
Vindskydd / picnic-område	10,6	13,7	8,0	12,9	20,2
Andra områden	6,7	6,3	3,9	7,2	11,4

5.1.5. PATOGENER

Ifall området är ämnat för rekreation eller människor på annat sätt kommer i kontakt med platsen bör avloppsvattnets bakteriehalt uppmätas och vattnet eventuellt desinficeras. Kopplingen mellan bakterier i vattnet i ett NRS och sjukdomar hos djur och människor är lång, komplex och inte alltför trolig utan direkt kontakt med vattnet. Trots detta är det mycket ännu oklart och det är bäst att ta det säkra före det osäkra då det handlar om möjlig sjukdomsspridning. Störst är risken då sprinkler-system används eftersom patogenerna blir luftburna och kan färdas uppemåt 200m (Metcalf & Eddy,

1991). I detta skede bör påpekas att patogenerna i NRS kommer från avloppsvattnet och påverkas därför av behandlingsgraden av avloppsvattnet innan det når NRS.

5.1.6. GRUNDVATTEN

Ifall vatten från systemet på ett eller annat sätt kommer åt grundvattnet är det viktigt att det är tillräckligt rent eftersom grundvattenkvaliten i Finland är väldigt hög och nedsmutsning av dem är något som bör undvikas.

Mikroorganismer borttas effektivt av filtrering genom fin jordmån och väldigt bra även i lite grövre jordmån, men ifall det finns lite större kanaler som vattnet kan flöda genom, exempelvis sprickor i berget, kan bakterier komma åt grundvattnet. Ifall dessa kanaler går ända upp till ytan kan även spårämnen utnyttja dem, men i annat fall tas spårämnen effektivt bort av redan ett tunt lager jordmån (Metcalf & Eddy, 1991). Som en tumregel kan användas att inte låta vattnet komma i kontakt med grundvatten och speciellt inte på ett ställe där grundvattenakvifern används för produktionen av dricksvatten (Vesilind & Rooke, 2003).

5.1.7. VÄXTLIGHET

Växtligheten är endast ett problem ifall den innehåller sådant som förtärs av människor eller djur. Tungmetaller och annat upptas av växter och ackumuleras i biomassan. Ifall det finns exempelvis bärbuskar eller äppelträd kan dessa tungmetaller färdas via bären eller äpplena till människor. Positivt är det att av de tungmetaller som orsakar risker för människor är de flesta dödligt giftiga för växterna i betydligt mindre halter än för människor eller så tas de överhuvudtaget inte upp av växterna. Kadmium, Cd, är den enda tungmetallen i detta sammanhang som är giftig för människor i lägre halter än för växterna och kan således orsaka skada. (Metcalf & Eddy, 1991).

5.1.8. MÖJLIGA ÅKOMMOR

Enligt en undersökning som utfördes 2007-09 i Chicago med över 10 000 deltagare finns viss risk associerad med vistelse på och runt vatten som används för behandling av avloppsvatten (Dorevitch, o.a., 2012). Undersökningen jämförde tre grupper med människor; en grupp hade begränsad kontakt (exempelvis paddling) med vatten bestående av renat avloppsvatten, en grupp hade full kontakt med vatten ämnade för rekreation (simstränder) och den tredje gruppen hade ingen kontakt med naturliga

vatten. Undersökningen var en självutväreringsstudie, d.v.s. deltagarna intervjuades och skulle själva uppskatta ifall de haft någon av de åkommor som eftersöktes. (Dorevitch, o.a., 2012).

Symptomen på de fem (5) åkommor som antogs kunna finnas och således granskades var;

Symptom I; a) tre episoder av diarré på samma dygn, b) spyanfäll, c) illamående med magsmärta, d) illamående som påverkar de dagliga aktiviteterna eller e) magsmärta som påverkar de dagliga aktiviteterna.

Symptom II; a) feber och täppt näsa, b) feber och sjuk hals eller c) hosta med slem.

Symptom III; a) röda ögon, b) variga ögon, c) klåda eller d) vattniga ögon.

Symptom IV; a) smärta i öron eller b) öroninflammation.

Symptom V; allt som deltagaren själv ansåg att vara ett eksem.

Skillnaden i antalet sjukdomsfall mellan de tre undersökta grupperna presenteras i Tabell 8 och för att förtydliga skillnaderna så presenteras ännu i Tabell 9 samma data men som en procentuell förändring i sannolikheten att få dessa symptom i förhållande till gruppen som inte hade någon kontakt med naturligt vatten.

Den förändring som syns i Tabell 9 i vissa fall kan bero på att data samlades in genom intervjuer och således spelar den intervjuades egna åsikt roll. Dessutom hade vissa personer i den begränsade gruppen full kontakt med vattnet i och med att de exempelvis föll i vattnet från sin kajak. Orsaken till en lika stor ökning i Symptom I i båda grupperna jämfört med noll-kontakt gruppen ansågs bero på att vid full kontakt utsätts personerna för samma totala bakteriemängd som vid begränsad kontakt med vatten med betydligt högre bakteriekoncentration. (Dorevitch, o.a., 2012).

Det finns således en förhöjd risk på mindre än en procentenhet för Symptom I och III vid vistelsen kring och på vatten som innehåller utsläppsvatten från reningsverk. Åkommorna är; diarré, spyanfall, illamående, magsmärta såväl som röda, variga eller kliande ögon. (Dorevitch, o.a., 2012).

Tabell 8. Antal sjukdomsfall per hundra deltagare

Symptom	Antal fall av symptom per hundra deltagare		
	Begränsad kontakt med utsläppsvatten	Full kontakt med vatten ämnat för rekreation	Ingen kontakt med naturligt vatten
I	4,30	4,25	3,43
II	1,85	2,27	2,11
III	4,33	3,23	3,25
IV	1,27	1,15	1,06
V	4,19	3,64	4,30

Tabell 9. Sannolikheten att insjukna

Symptom	Procentuell förändring jämfört med 'ingen kontakt'-gruppen	
	Begränsad kontakt med utsläppsvatten	Full kontakt med vatten ämnat för rekreation
I	25 %	24 %
II	-12 %	8 %
III	33 %	-1 %
IV	20 %	8 %
V	-3 %	-15 %

5.2. ATT UTFORMA EN PARK

Principer kring planeringen av ett parkområde är många, varierande och vanligen har även den lokala stadsplaneringen egna riktlinjer. Ordet 'park' kan syfta till många olika typer av områden som varierar mycket i storlek, utformning och syfte. Därför behövs vissa definitioner för att kunna beskriva en park entydigt och genom det specificera önskvärda egenskaper för en enskild typ av park. Genom dylik specifikation kan subjektiva värden kvantifieras och således även tagas i beaktan vid planering och förverkligande. Detta kapitel är fritt skrivet efter, ifall annat inte nämns, examensarbetet *'Parkkaraktärer – ett verktyg för planering och gestaltning'* (Nordh, 2006) som är en vidareutveckling på en idé om att människor uppfattar åtta (8) karaktärer när de besöker grönområden. Ett sammandrag och jämförelse av dessa karaktärer presenteras i Tabell 10 och Figur 16.

Vartefter människor flyttar in till staden minskar deras närhet till naturen och då kommer parker in i bilden som ett substitut. Närhet till naturen behövs och fastän avsaknaden inte bevisligen skadar människor finns det mycket som tyder på att närhet gör gott såväl fysiskt som psykiskt. Människor är inte de enda som har nytta av parker utan även den biologiska mångfalden påverkas positivt av mera natur i stadsmiljö. Dessutom renar växtligheten den ofta smutsiga luften i centrum av städer.

Eftersom byggnader och hela städer planeras är det ett naturligt steg att även planera en park. Som ett verktyg för planering och utvärdering av befintliga parker presenteras *parkkaraktärerna*. Dessa moduler har en noga definition angående utformning och har genom enkät-undersökningar knytits till vissa subjektiva värden. Modulerna kan sedan lätt användas för att visuellt kunna tolka värden som önskas för en park, samtidigt som de underlättar kartläggning av områden. De valda karaktärerna är *artrik, rofylld, allmänningen, samvaro, rymd, viste, kultur/historia* och *vild*.

5.2.1. ARTRIK

En *artrik* miljö är ett naturområde med flera olika arter av både växter och djur. Dessa ska fånga människans fascination och således antas artrik syfta i första hand på mera naturliga miljöer. Miljön skall vara varierande, oberoende av hur många gånger man besökt området skall det finnas något nytt att se där. Vattenfyndigheter anses förhöja

upplevelsen men man vill ogärna att området ser konstruerat ut. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.2. ROFYLLD

Rofylld syftar på en lugn, trygg och avslappnande miljö. Naturen skall vara städad, rymlig och sakna livliga aktiviteter och buller. En rofylld park är ett en oas av välmående i en stressad stad. Här får gärna finnas såväl solig gräsmatta som stora skuggande träd att sitta under. Området får gärna ligga i le och erbjuda slingrande promenadstigar som kvällstid är belysta. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.3. ALLMÄNNINGEN

Som en allmän mötesplats för allehanda aktivitet, *allmänningen* skall vara tålig och robust. En stor öppen yta utan specifikt användningsändamål behövs. Denna yta får gärna vara inramad med vegetation för att erbjuda vindskydd och gärna också kullar för att erbjuda motionsmöjligheter som såväl åskådarplats för eventuella evenemang. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.4. SAMVARO

Samvaro behöver människor och därför skall platsen vara sådan att den lockar människor till sig. Här får gärna finnas caféer och prydnadsrabatter. Området bör städas och belysas för att människor ska trivas. En sådan park får gärna ha raka kanter för att förstärka upplevelsen av ett konstruerat och välskött område och på så vis verka mera som en del av staden, likt ett torg. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.5. RYMD

Rymd skall ge känslan av att ha hamnat mitt ute i ingenstans. Man skall kunna röra sig i alla riktningar utan att genast komma ut ur naturen. Det skall vara som ett rum, en egen liten värld, utan väggar eller avgränsningar innuti men får gärna avgränsas tydligt från omgivningen. En naturlig sammanhängande helhet i vilken det känns som om man kunde gå vilse. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.6. *VISTE*

I *viste* ska man kunna leka och ha skoj, i alla fall om man är ett barn. Miljön tål lek och skoj. *Viste* får gärna innehålla klätterträd, stenbumlingar och stora buskar. Dessutom kan man för att förtydliga platsens funktion tillsätta permanent lekutrustning i formen av sandlådor och klätterställningar. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.7. *KULTUR/HISTORIA*

En klassisk park med blomsterrabatter och välskötta häckar tyder på *kultur* och *historia*. Denna miljö får gärna ha känslan av ordning och struktur samtidigt som statyer och fontäner kan påvisa en tid sedan länge svunnen. Människan är i fokus och naturen har fått formas efter hennes normer. Här bör finnas något att se på men intensivt folkliv är att undvika. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.8. *VILD*

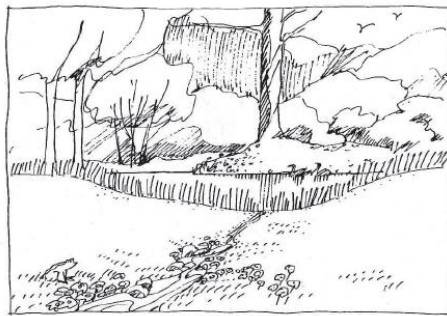
Vild miljö är, eller verkar vara, orörd natur. En känsla av att ha kommit bort från staden helt och hållet är eftersökt. Stigar och växtlighet bör se ut som om de tillkommit av sig själv, inga tecken på planering får vara synliga. Dock bör en känsla av trygghet och lugn kunna erhållas i området. En skiss på hur en park av denna karaktär kan tänkas se ut ges i Figur 16.

5.2.9. *SAMMANFATTNING*

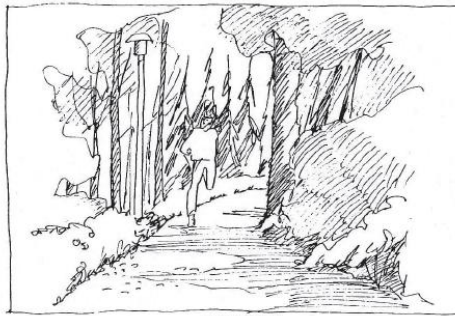
Ett sätt att jämföra dessa är att sammanfatta och granska de vanligaste aktiviteterna i och viktigaste aspekterna hos vare karaktär, vilket är gjort i Tabell 10. För att ge en snabb och visuell bild över skillnaden i utformingen av moduler av dessa karaktärer kan skisser på dem presenteras. Skisser över dessa karaktärer har satts ihop till en matris i Figur 16 med *artrik*, *rofylld*, *allmänningen* och *samvaro* på vänstra sidan och *rymd*, *viste*, *kultur/historia* och *vild* på högra sidan i ordningen uppifrån ned. Dessa karaktärer kan utnyttjas som färdiga moduler, byggklossar, vid utformingen av en park då de värden som önskas uppfyllas med parken har fastställts. Värdena fås vanligen från en generalplan för området eftersom det är generalplanen som bestämmer att området skall bli en park och samtidigt högst antagligen vilka värderingar som eftersöks.

Tabell 10. Tabell över de vanligaste aktiviteterna

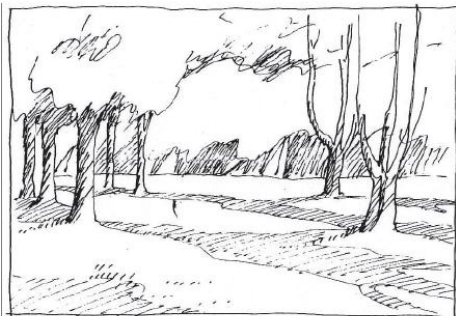
Karaktär	Vanligaste aktiviteterna	Viktigaste aspekterna
Artrik	studieaktiviteter, samlaraktivitet, utflykter och trädgårdsstudier	Mängder med arter av växter och djur
Rofylld	studieaktiviteter, rörelse i naturen, utflykt och samlaraktiviteter	Tyst och lungt, rent och städat, tryggt och avskilda platser
Allmänningen	idrottsaktiviteter, rörelse i naturen och nöjesaktiviteter	Stor öppen gräsmatta eller grusplan, bollplan
Samvaro	nöjesaktiviteter och socialisationsaktiviteter	utflyktsmål och serveringar, folk och rörelse, utsmyckat och möjlighet till underhållning
Rymd	utflykt, studieaktivitet, rörelse i naturen och motion	känns stort och fritt, lätt att röra sig i, naturlig
Viste	redskapslekar, rörelse i naturen, idrottsaktiviteter och nöjesaktiviteter	lekredskap, kuperad miljö
Kultur/Historia	trädgårdsstudier, nöjesaktiviteter, kulturaktiviteter och socialisationsaktiviteter	utsmyckat med blommor statyer och fontäner
Vild	studieaktiviteter, utflykt, samlaraktiviteter och rörelse i naturen	många djurarter, lugna avskilda platser, naturlig



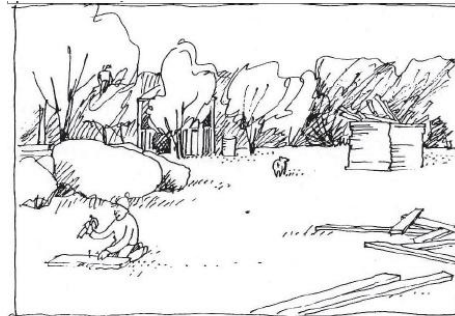
ARTRIK



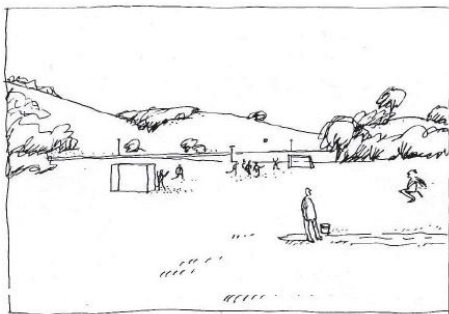
RYMD



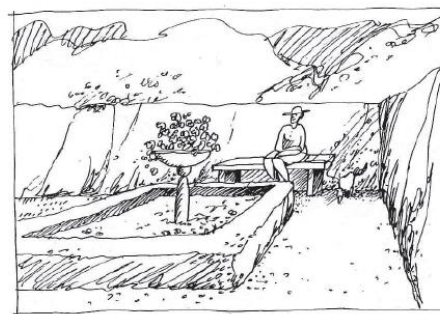
ROFYLLD



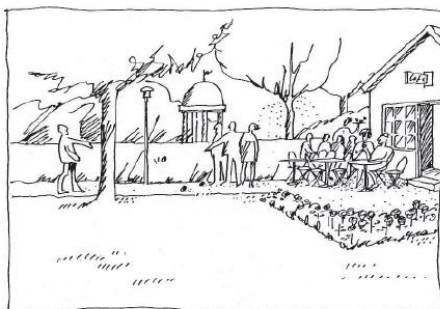
VISTE



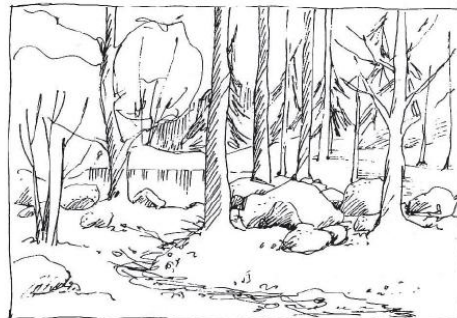
ALLMÄNNINGEN



KULTUR/HISTORIA



SAMVARO



VILD

Figur 16. De åtta parkkaraktärerna (Nordh, 2006)(Grahn 1991)

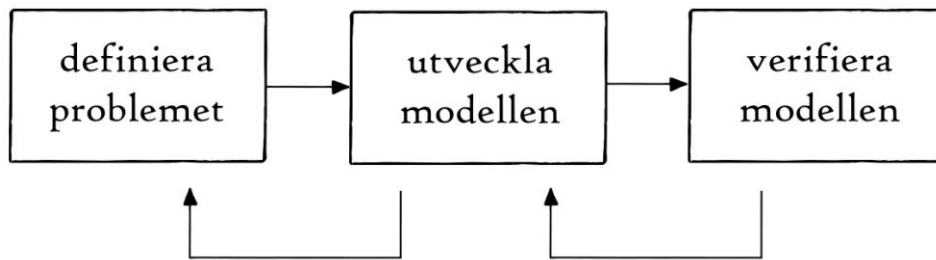
5.3. MODELLERING

I dagens samhälle med lättillgänglig datorkraft har modeller av system fått allt större vikt. Det finns flertalet försök till att göra en modell av en våtmark och sedan simulera flödet i den. Flera av dessa är enkla och snarare tum-regler än en modell och andra är väldigt avancerade. Problemet med de avancerade är att flera av deras parametrar är svåra att mäta och därför används antagna värden. Dessa antagna värdena kan lätt göra hela modellen skev och således kan en avancerad modell ge ett värde som inte alls är korrekt (Vymazal, 2010). Fastän en avancerad modell skulle ha noggranna värden är sådana värden inte universiellt sanna eftersom naturenliga system är väldigt områdesspecifika (Sonavane & Munavalli, 2009) och således skulle en modell som är precis i USA inte nödvändigtvis ge ett vettigt resultat i Finland.

5.3.1. GENERELLT KRING MODELLERING

En modell är en matematisk beskrivning av en process eller ett system bestående av flertalet processer. En modell består av variabler, en processrymd och möjligtvis även ett statistiskt tillstånd. Variablerna kan vara indata, utdata eller beskriva något förhållande inne i processen. För att kunna bestämma dessa bör gränserna inom vilka de kan röra sig definieras. Gränserna kallas även parametrar. En processrymd är den fysiska rymd man försöker modellera och även den innehåller vissa parametrar. Ett statistiskt tillstånd är då variablerna inte ändras mera men kan även användas då man räknar med medeltal istället för verkliga variabler. (Olsson & Newell, 1999).

Processen att skapa en modell kan beskrivas enkelt i tre steg, med ett fjärde steg som är utnyttjandet av den färdiga modellen. Först specificeras problemet som skall modelleras. Sedan påbörjas försöket att anpassa en modell till problemet. Det tredje steget är att sedan validera modellen mot problemet, d.v.s. jämföra in- och utdatan ur modellen med uppmätta värden före och efter processen som modelleras. Då problemet specificeras noga så kommer också den eftersökta datan ut ur modellen, förutsatt att matematiken är korrekt. (Olsson & Newell, 1999).



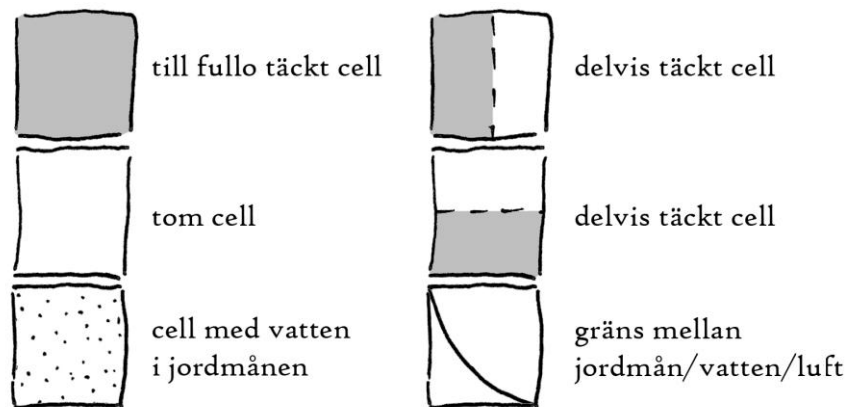
Figur 17. Utvecklingen av en modell (Olsson & Newell, 1999)

Det finns många olika typer av modeller vilka kan delas in på i grupper på flera olika sätt. Vanliga indelningsmetoder är på basen av modellens struktur (mekanistiska, empiriska eller grey-box), in- och utdatans egenskaper (deterministiska, osäkra och stokastiska), ifall temperatur eller tid påverkar (statiska eller dynamiska) eller beroende på de matematiska funktioner som finns däri (funktionella modeller, neuronetverksmodeller eller kvalitativa modeller). Efter detta kan ännu modellerna indelas i flera undergrupper. Eftersom det finns så många olika typer av modeller att tillgå så är modellerna i sig inte ett alltför stort problem, eftersom om en inte funkar prövas bara följande. Orsaken till att en modell ger fel värden är oftast att parametrarna eller indatan är fel. För att undvika ett sådant problem brukar modellen valideras mot mätdata, dock finns ej mätdata att tillgå ifall modellens funktion är att fungera som ett verktyg för utformningen av ett nytt system. (Olsson & Newell, 1999).

5.3.2. ATT MODELLERA EN VÅTMARK

Ett våtmarksreningsverk kan modelleras på många olika sätt beroende på vad som eftersöks, modellerna kan vara konceptuella eller exakta och beskriva hela systemet eller endast en specifik del. Vad som än eftersöks är modellerna matematiska beskrivningar av processerna i en dynamisk våtmark (Kadlec, 1988). De vanligaste delarna som undersöks är vatten, jordmån, näringsämnen och vegetation, och ofta kombineras dessa fyra komponenter till en enhetlig modell över hela ekosystemet. Ett område kan betraktas som homogent och behandlas som en enhetlig cell eller mera avancerat som en 2D yta bestående av flera celler. Att föredra är dock oftast en 3D modell som tar tiden i beaktan. (Fitz & Hughes, 2008).

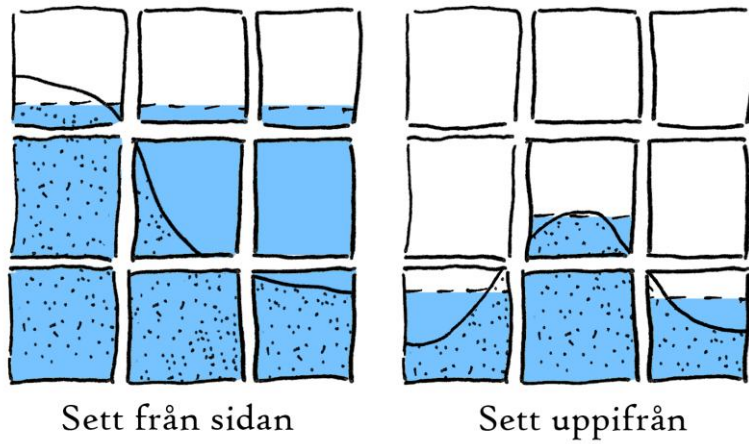
Då ett område tolkas i en modell kategoriseras områdets delmoment enligt vissa parametrar och tilldelas efter det en ekvation eller ett värde. För varje del i modellen som beskrivs i detta kapitel kommer ett visuellt exempel att ges. Förklaringen av symbolerna ges i Figur 18. Figur 19-22 beskriver hur verkligheten tillämpas av ett 2D cell-system med avseende på den aspekt som eftersöks och Figur 23 visar hur dessa sammankopplas.



Figur 18. Symbolförklaring för bilderna i kapitel 5.3.2

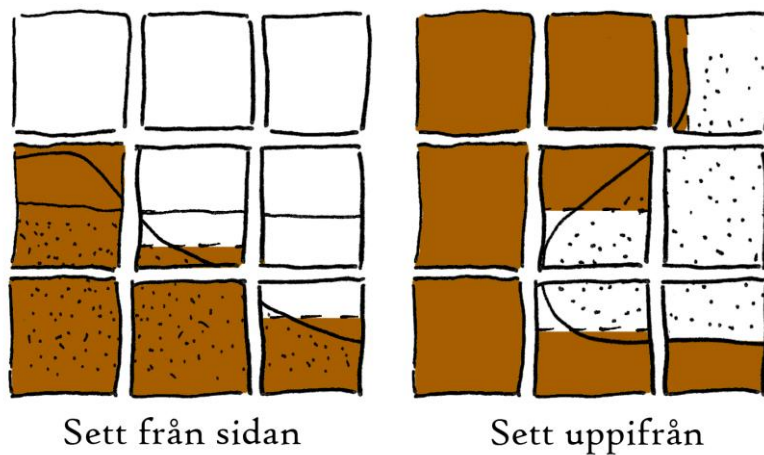
En till fullo täckt cell har en annan ekvation än en delvis täckt eller tom cell och kan exempelvis vid näringsupptag användas för att beskriva ifall stort, litet eller inget näringsupptag sker i den angivna cellen.

Vattnet har en central roll i modellen av en våtmark och processen utgår vanligtvis från fysikalisk hydrologi och beskriver vattenflödet i tre dimensioner samt förändringen med tiden. Dessutom beaktar den såväl flödet ovan och under markytan som säsonger av torka och flod. Förändringen hos vattennivån under och ovan markytan är av enorm vikt för den hydrologiska delen av en enhetlig modell. (Fitz & Hughes, 2008). Figur 19 beskriver hur verkligheten anpassas till modellen.



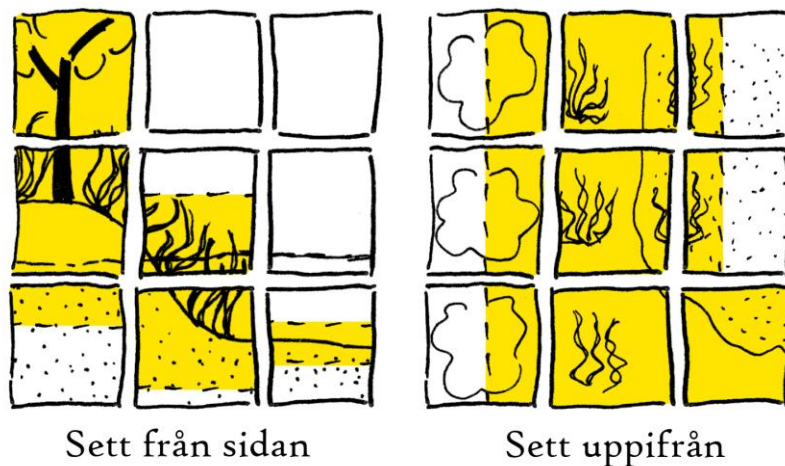
Figur 19. Schematisk bild av vattenflödet i en modell

Jordmånen i en våtmark växer och krymper beroende på flertalet processer. Vattenflödet påverkar fysiskt på jordmånen genom erosion och deposition medan vattnets innehåll av SS påverkar genom sedimentation. Organiskt material anhopas på markytan och i jordmånen genom flera biologiska processer, vilka är i vissa fall beroende på vattenförekomsten. Dessa processer sker olika snabbt och mäts i olika tidsenheter vilket kan försvåra en noggrann beskrivning. (Fitz & Hughes, 2008). Figur 20 beskriver hur verkligheten anpassas till modellen.



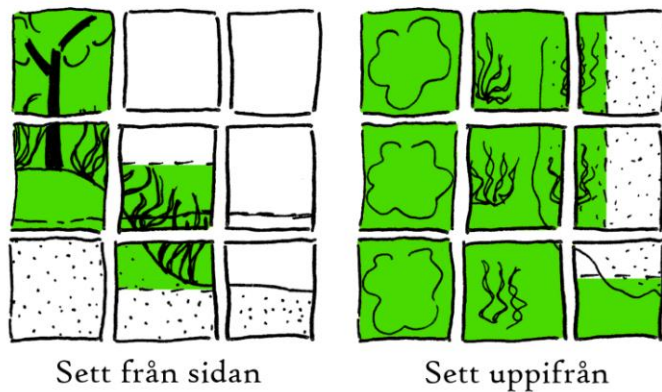
Figur 20. Schematisk bild av jordmånens uppdelning i celler i en modell

Näringsämnenas rörelse och reduktion i en våtmark är starkt knytet till det hydrologiska flödet samt biologiska processer. Dessa biologiska processer är i sin tur knytta till hydrologin genom behovet av torra och flod som till stor del bestämmer hur mycket aerobisk och anaerobisk processer kan fortskrida samt deras hastighet. Således beskrivs näringsämnena bäst genom en modell som beaktar såväl det hydrologiska flödet som förekomsten av biologiska processer i jordmån och vegetation. (Fitz & Hughes, 2008). Figur 21 beskriver hur verkligheten anpassas till modellen.



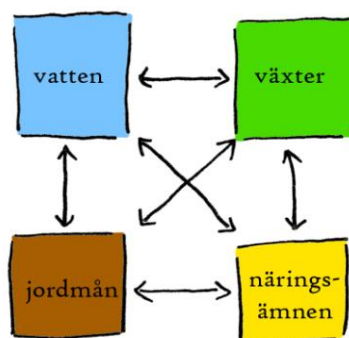
Figur 21. Schematisk bild av näringsämnenas flöde i en modell

Vegetationen i en våtmark inverkar på de tre tidigare nämnda delarna eftersom de utnyttjar såväl jordmånen som vattnet och näringsämnena där i. I längre tidsintervall påverkar tillväxten och dödligheten hos växterna våtmarken och perioderna av torra och flod påverkar i sin tur vegetationen. Hur dessa egenskaper väljs att påverka modellen varierar enligt vad som eftersökes. (Fitz & Hughes, 2008). Figur 22 beskriver hur verkligheten anpassas till modellen.



Figur 22. Schematisk bild av vegetationens uppdelning i celler i en modell

En **enhetlig modell** knyter samman alla dessa, och i vissa fall ännu fler, delar för att åstadkomma en så noga och genomgående beskrivning av våtmarken och hur den påverkas av förändring. Vanligtvis sammansätts en sådan modell för ett specifikt syfte och är således endast kapabel att behandla effekterna utgående från det perspektivet. Ett problem som kan uppstå är svårigheter i att beskriva tid eftersom de olika delarna använder sig av olika tidsskalor. Ett annat, och betydligt större, problem är att dessa modeller ofta använder sig av enkla förenklingar av komplexa problem utifrån statistisk data och kan således inte förklara varför en viss händelse sker. De ger dessutom väldigt lätt ut fel data eftersom de biologiska aspekterna inte är tillräckligt noga beskrivna. (Fitz & Hughes, 2008). Figur 23 beskriver hur Figur 19-22 sammankopplas för att bilda en enhetlig modell.



Figur 23. Beståndsdelar och deras samverkan i en enhetlig modell

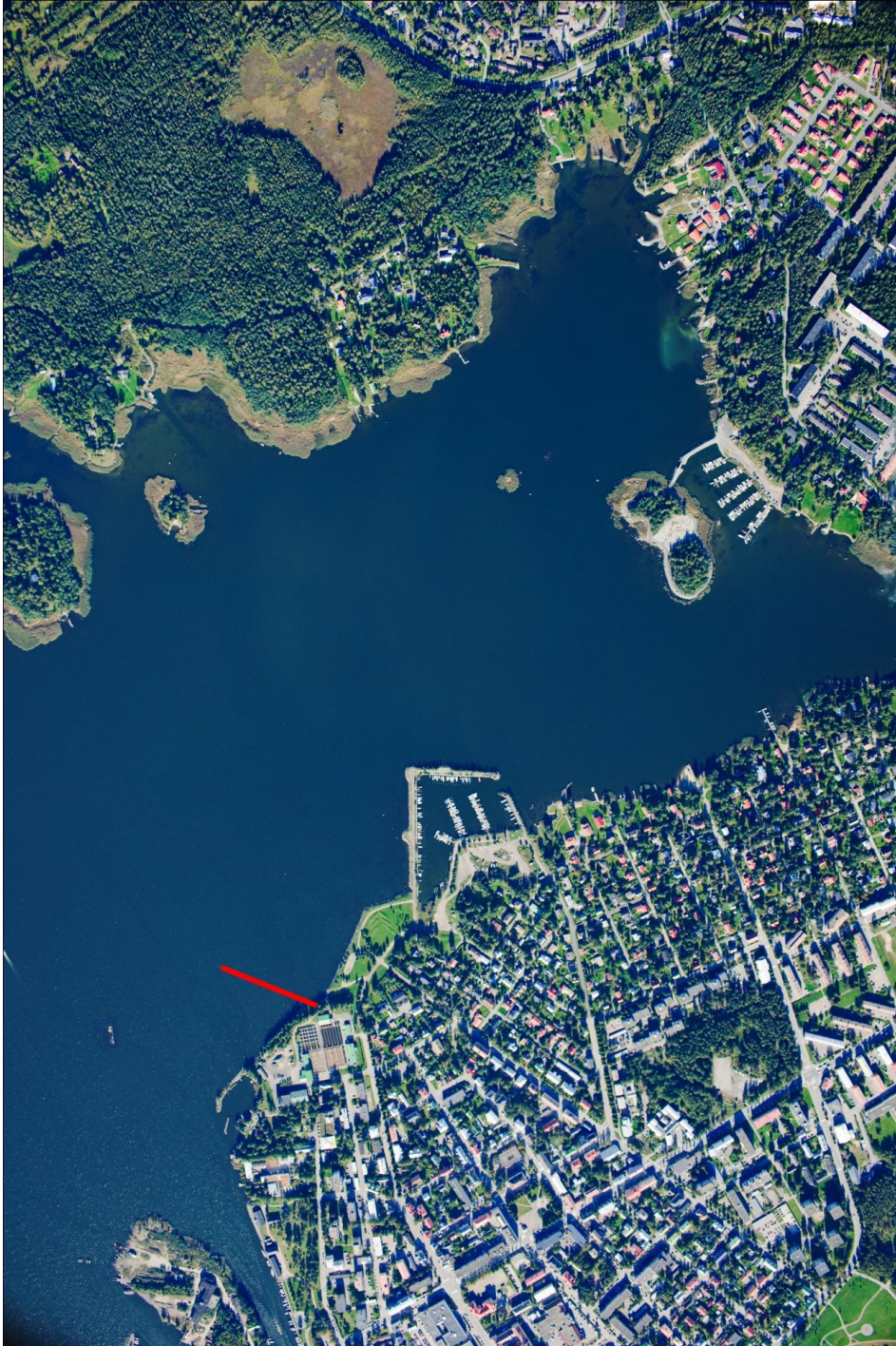
6. TILLÄMPNING FÖR VASA VATTEN

6.1. BAKGRUND

Vasa (fin: *Vaasa*) är en stad på Finlands västkust med ca 60 000 invånare. Vasa Vatten har hand om vattenförsörjningen i området och Påttiska reningsverket är deras avloppsreningsverk och det har varit i bruk sedan 1971. Reningsverket befinner sig på Brändö och avleder sitt avloppsvatten ut i havet mellan Sorviken och Kråkfjärden enligt det röda strecket i på flygfotot i Figur 24.

Redan i ett tidigt skede ansågs reningsverket påverka vattnet negativt och år 1987 ålades Vasa stad att årligen utplantera fisk för att motverka skador orsakade av utsläppet av renat avloppsvatten. Till en början var utsläppsrörets mynning nära strandkanten men år 1988 skulle utsläppsröret vara förlängt (till dess nuvarande position) och år 1994 beslutades att kompensation skulle utbetalas för skador orsakat genom nedgången av avkastning från fisket och försvårandet av användandet av rekreationsområden. Dessa krav på utbetalning av skadestånd har fortsatt och nu senast har krav kommit angående en förflyttning av utsläppsröret (Västra Finlands Miljötillståndsverk, 2006). Dock har inget slutgiltigt beslut ännu tagits och det är där detta arbete kommer in i bilden.

En idé hade skapats i samråd med Vasa stadsplanering om att bygga en våtmarkspark i havsområdet direkt utanför reningsverket för att på så vis minimera effekten av utsläppen från reningsverket. Detta arbete tillkom för att reda ut ifall en sådan idé är över huvudtaget möjlig och hur en sådan lösning kunde komma att se ut samt vilka olika möjligheter finns att tillgå.

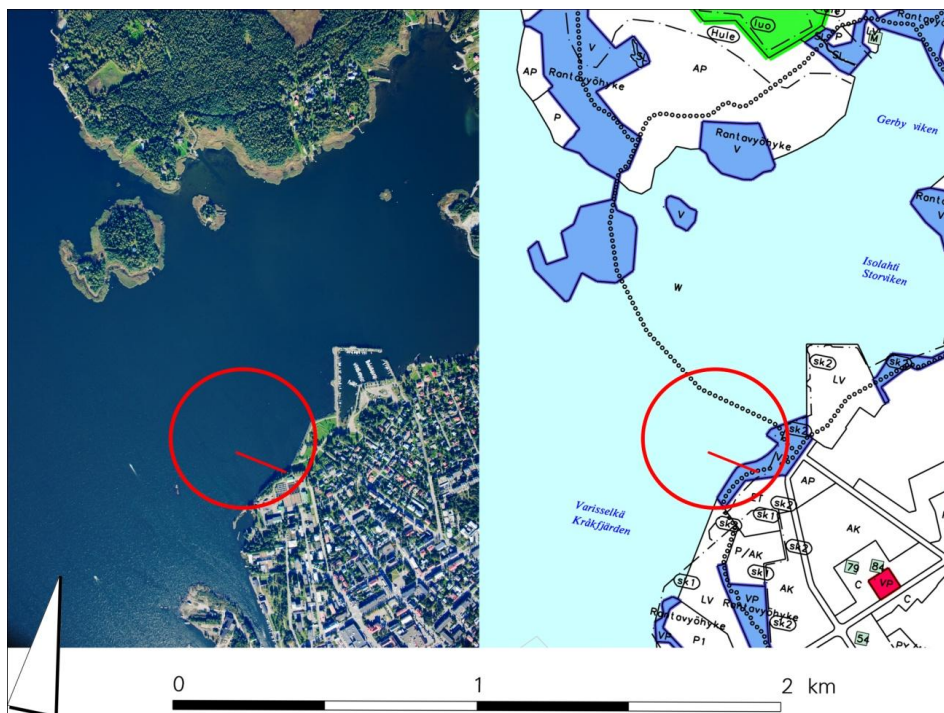


Figur 24. Flygfoto med Påttiska reningsverkets avledningsrör utmärkt (Vasa Vatten)

6.2. VASAS GRÖNOMRÅDESSTRUKTUR

I anslutning till generalplanen för Vasa år 2030 har en plan för grönområdesstrukturer i Vasa gjorts. Avsikten med planen är att ”tillgodose såväl invånarnas rekreationsbehov som att trygga livskraften, mångfalden och särdragen hos naturen och landskapsstrukturen i Vasa”. Målet är att främja en hållbar utveckling för staden samt skapa en mångfaldig, sund och produktiv miljö. Detta eftersom naturen har börjat komma alltmer i fokus då man börjat inse grönområdenas betydelse för invånarnas välfärd och hälsa, inte enbart som en plats för idrott utan även som en plats för stillhet för att komma bort från stressen i stan. (Vasa Stadsplanering, 2008).

Grönområdesstrukturen arbetades fram ur en utredning av landskapsstrukturen, kartläggning av värdefulla naturtyper och en analys av grönområdenas tillgänglighet. I Figur 25 finns ett flygfoto med området tänkt för Påttiska Parken inringat till vänster och samma område utklippt ur Vasa stads generalplan för 2030 till höger. (Vasa Stadsplanering, 2008).



Figur 25. Flygfoto och planen över området kring Påttiska reningsverket (Vasa Vatten)

I planen finns en friluftsväg planerad från Brändösidan (i nedre kanten i Figur 25) till Gerby (i övre kanten i Figur 25). Denna friluftsväg kommer högst antagligen att innebära någon form av brobygge vilket kunde knytas samman med en våtmarkspark utanför reningsverket. Redan nu finns området direkt bredvid reningsverket planerat som ett parkområde i generalplanen (utmärkt med blått i Figur 25) vilket öppnar möjligheten för att använda en eventuell våtmarkspark även för rekreation.

Naturen runtomkring Påttiska reningsverket bör tas i beaktan vid planeringen av en park i området, eftersom parken kan eventuellt utformas för att efterlikna befintliga naturområden eller för att tillföra staden en naturtyp som inte redan finns. I området gjordes 2009 en inventering av befintliga naturtyper och samtidigt granskades fågelbeståndet, samt fyndigheter av flygekorre, fladdermöss och andra arter som nämns i EU:s miljödirektiv. (Nyman & Toivio, 2009).

Inventeringen kom till den slutsatsen att inom det granskade området inte fanns några av de naturtyper som anses värdefulla i enlighet med skogs-, naturskydds- eller vattenlagen. Några av de fågelarter som nämns i EU:s miljödirektiv och är fridlysta i Finland upptäcktes, dock är dessa vanliga i Vasa och deras levnadsmiljö ansågs inte vara en begränsande faktor för deras förekomst. Inga flygekorrar hittades men ej heller sådan miljö som skulle vara lämplig för dem. Fladdermöss hittades i området men jämfört med en bredare undersökning från 2008 ansågs dessa fynd vara av ringa betydelse (Nyman & Toivio, 2009).

6.3. BAKGRUNDSINFORMATION

Som bakgrundsdata för planeringen ges mängden behandlat vatten samt dess halter av BOD₇, P, N och SS i figur 13. Utsläppsvattnets temperatur antas vara 10°C och vattendjupet i området 3 m. Dessutom gavs ett önskemål att eventuell skördning skulle kunna skötas enkelt samt att reduktionen av SS skulle skötas så att partiklarna lätt kunde tas tillvara och användas som utfyllnadsmassa vid valfritt ställe.

Tabell 11. Årsmedeltal från Påttiska reningsverket

	Vattenmängd [m ³ /d]	BOD ₇ [mg/l]	P [mg/l]	N [mg/l]	SS [mg/l]
2005	17832	12,8	0,54	38	16
2006	18236	9,8	0,52	32	14,9
2007	18364	9,6	0,54	32	14,3
2008	19137	8,3	0,48	33	12,4
2009	16367	9,9	0,4	39	13
2010	17370	10,6	0,4	39	13,1
2011	18556	10,8	0,41	39	13

Tabell 12. Månadsmedeltal för sommaren 2011

	Vattenmängd [m ³ /d]	BOD ₇ [mg/l]	P [mg/l]	N [mg/l]	SS [mg/l]
Maj	18261	11	0,45	43	18
Juni	17043	12,6	0,46	32	6
Juli	14964	4,0	0,29	28	7
Augusti	16478	4,3	0,40	36	13

Allmän bakgrundsdata angående klimatet baseras på mångårig personlig erfarenhet från vistelse i områden i direkt kontakt med det tilltänkta området för NRS. De klimataspekter som tas i beaktan är att sommarmånaderna, *Maj - Augusti*, anses vara tillväxtsång och att vintern medför temperaturer långt under 0°C med snö.

För underlättning av jämförelse med befintliga litteraturvärden och presenterade matematiska formler presenteras ännu bakgrundsdatan för Påttiska reningsverket som ett dagligt värde. Ett årligt medeltal är uträknat på årsmedeltalen 2005 – 11. Det årliga medeltalet är sedan dividerat med 365 dagar för att ge ett medeltal för daglig belastning. Den eftersökta dagliga reduktionen är uträknat enligt nordiskt klimat, d.v.s. hela årets belastning skall reduceras under tillväxtmånaderna, sommarmånaderna, vilket betyder att det årliga medeltalet har blivit delat på 120 dagar istället för 365 dagar. Det finns flertalet reduktionsprocesser som kommer att ske också under vintern vilket detta värde inte tar hänsyn till, men detta värde anses ändå vara till nytta vid uträkningar som berör makrofyter och erbjuder en säkerhetsfaktor vid planeringen.

Tabell 13. Uträknat medeltal för daglig belastning och eftersökt reduktion

	Vattenmängd [m ³ /d]	BOD ₇ [kg/d]	P [kg/d]	N [kg/d]	SS [kg/d]
belastning	17980	184,43	8,45	647,29	248,38
Eftersökt reduktion	17980	560,96	25,70	1968,84	755,50

6.4. MODELL ÖVER OMRÅDET KRING PÅTTSKA RENINGSVERKET

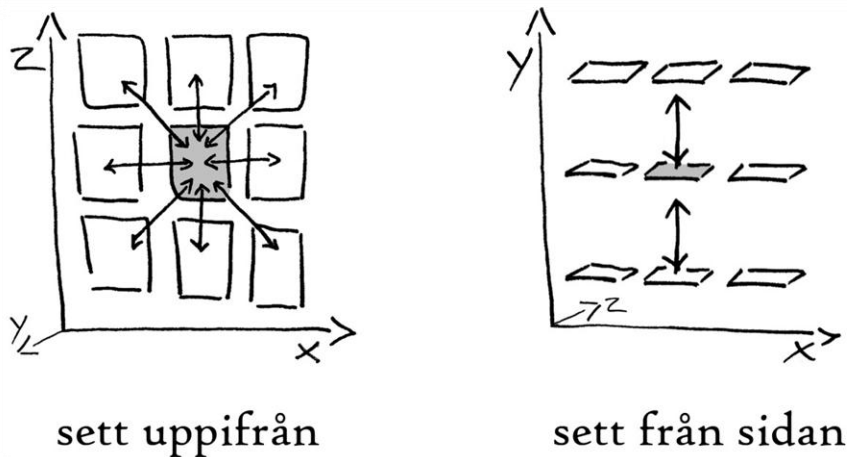
I ett tidigt skede ansågs en modell vara nödvändig för utformningen av planen för Påttiska reningsverkets NRS. Modellen skulle utföras i ett kalkylprogram så att den kunde delas till behöriga personer och samtidigt vara så lättförstådd att de kunde använda sig av den. Målet var att modellen skulle erbjuda olika valmöjligheter och skulle sedan i enlighet med bakgrundsdatan från Vasa Vatten räkna ut halterna av fosfor, kväve, BOD och SS på olika ställen i och utanför NRS.

Efter noga granskning av flera olika befintliga modeller visade det sig, precis som nämnt i kapitel 5.3, att antingen är modellerna endast tumregler eller så är de så avancerade att flertalet värden är endast antaganden. Modellen kunde inte heller valideras eftersom det inte var frågan om en befintlig våtmark där ur vilken mätdata kunde jämföras med en simulering ur modellen. En pilot-modell hade kunnat byggas men den skulle behöva köras ett antal år för att ge ut värdefull information, dessutom skulle den då endast ge resultat för en viss typ av våtmark eller naturligt system.

Valet gjordes att försöka framställa en greybox-modell enligt sink-source-principen i fyra dimensioner; x-, y- och z-led samt tid. Modellen tog valda delar ur MIKE SHE till grundvattenprocesserna och MIKE 21 till processerna i ytvattnet (Bosson, 2004) och förenklade dem något. Dimensionerna för cellerna definierades till 1 m i varje led samt ett dygn som minsta steg i tidsrymden. Tidsaspekten tillämpades i modellen så att kalkyleringsprogrammet tog data ur ett kalkylblad och satte uträknad data i ett annat för varje dag. De återstående tre dimensionerna delades upp till en horisontell 2D-modell

som sedan kopierades för varje steg i z- led, d.v.s. för varje meter nedåt, vilket gav upphov till en skiktad 2D-modell. Varje cell på kalkylbladet motsvarade ett steg i x- eller y-led och var således definierad som en cell med dimensionerna 1x1m. För varje steg i z-led byts kalkylbladet till nästa.

Varje cell knöts samman med motsvarande cell på de båda närliggande kalkylbladen (nivån över och nivån under). På varje kalkylblad knöts varje cell dessutom ihop med de fyra de celler en kant med, sedan knöts även de celler ihop som endast rör i varandra med hörnen. På det viset var varje cell sammankopplad med nio andra på samma kalkylblad samt med en i kalkylbladet under och med en i kalkylbladet över i mån om möjlighet.



Figur 26. Schematisk bild av hur cellerna sammankopplades

Detta gav varje cell elva knytpunkter, i varje tidssteg samt en tolfte knytpunkt som var samma cell men i tidssteget innan. Den tolfte knytpunkten kunde ersättas av en konstant ifall tidsperspektivet inte behövdes.

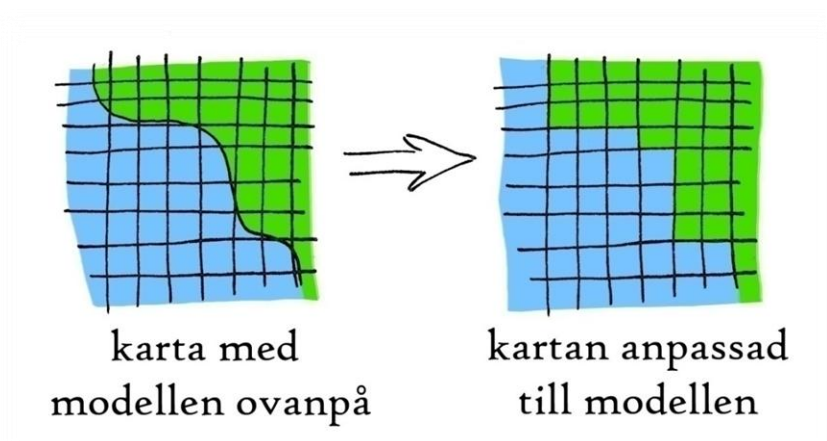
Ekvationerna mellan dessa knytpunkter bestod av två delar. Första delen räknade ut ett medeltal åt cellen från värdena i de celler den var knytten till samt multiplicerade detta med en variabel. Den andra termen var även den en variabel som antogs beskriva eventuell reducering inne i cellen. Dessa båda variabler var beroende på vad cellen

ämnade beskriva och antalet itereringar som utförs. Utöver detta fanns det även tre typer av statiska celler som hade andra funktioner. Den första typen beskrev havet och placerades som en kant för var uträkningarna slutade. Den skulle innehålla uppmätta värden för halterna i havet. Den andra typen var systemets *Source*, utsläppsröret, och beskrev flödet från reningsverket. Den tredje var *nollor*, celler som varken påverkade eller påverkades av celler runtomkring, exempelvis en betongvägg.

De resterande cellerna delades in i tre huvudgrupper; vatten, mark och strandkant. Varje grupp hade ett eget par med ekvationer som gav ut två variabler. Ekvationerna tog i beaktan väder, vegetation och eventuellt jordmån. Den första variabeln beskrev hur snabbt ämnen kunde flöda till cellen från de runtliggande och var större för öppet vatten än för kompakt jord. Den andra räknades ut på samma basis och skulle beskriva eventuell reduktion. För att fungera korrekt anpassades detta värde även till antalet iterationer, *uträkningsomgångar*, som kalkylprogrammet utför för varje testskede. Färre itereringar kunde användas för att beskriva en plötslig förändring i utflödets halter och hur de eftersökta ämnena sprids i systemet och fler itereringar kunde användas för att beskriva medeltillståndet.

För att ge dessa ekvationer de nödvändiga parametrarna skulle viss indata bestämmas, bl.a. hurudant väder (temperatur och molnighet) som råder och det applicerades genast till alla celler. En tabell skapades där olika celltyper gavs olika variabler. Dessa celltyper beskrev naturen inne i cellen och var uppdelade i samma huvudgrupper som tidigare med undergrupper enligt vegetation (växtarter, densitet o.s.v.) och andra egenskaper. De motsvarande variablerna baserades på mätdata och uträkningar men även möjligheten till att själv ge variabeln gavs. Det lämnades således rum för förbättring och utveckling.

Efter detta var grunddelarna av modellen gjorda och ett flygfoto på området sattes som grund under kalkylbladet och cellerna anpassades till 'pixlar' (kvadrater på 1x1m) ovanpå bilden för att visualisera modellen. Huvudtyperna av cellerna gavs färger; blått för hav, grönt för land och gulbrunt för strand. En 'nuläge' version av modellen skapades för att ha som bas för vid experimentering med förslagen på våtmarken. Cellerna för utsläppsröret fick färgen rött för att synnas.



Figur 27. Schematisk bild av hur modellen visualiserades

Vid det här skedet testades ekvationerna med värden från andra våtmarker i flera omgångar och fungerade inte alls. Problemet antogs ligga i variablerna som användes för att beskriva vad cellen skulle föreställa. Genom att helt hoppa över steget med uträkningen av variablerna och istället räkna ut dem baklänges från de uppmätta värdena i de befintliga våtmarkerna och placera dessa värden in i modellen verkade den fungera i viss mån. Dock utan denna "validering" gav modellen ut värden som varierade så mycket att de inte kunde användas.

Problemet är att det inte går att validera en modell för något som det saknas data från, vilket ledde till att modellen validerades enligt data från en annan våtmark i liknande klimat. Resultatet jämfördes med resultat uträknade enligt de tumregler som finns och det visade sig att tumreglerna var en bättre metod eftersom små betydelselösa förändringar på området i modellen orsakade stora förändringar i utdatan.

För att försöka höja noggrannheten hos modellen tillsattes fler parametrar men eftersom dessa baserades på antagna värden gjorde de modellens svängningar endast häftigare, inte resultatet noggrannare. Efter mycket arbete konstaterades modellen fortfarande otillräcklig som grund för planeringen och valet att frågå den helt gjordes.

Ett pilot-projekt för att fastställa variabler hade kunnat genomföras men det skulle inte heller ha garanterat funktionaliteten hos modellen. Därför gjordes beslutet att inte använda modellen för framställandet av förslagen kring Påttiska Parken i kapitel 7.

6.5. TILLÄMPNINGEN AV NATURLIGA SYSTEM

Eftersom modellen inte kunde användas gjordes valet att först granska bakgrundsdatan från reningsverket och sedan välja ut vilka system som är lämpliga för implementering vid en eventuell byggnad av en våtmarkspark utanför Påttiska reningsverket. De system som konstaterades användbara tillämpades och användes sedan som delmoment i ett NRS vid sammanställandet av planerna angående Påttiska Parken i kapitel 7. Dessa system valdes enligt den presenterade datan i kapitel 6.3 och tog även i beaktning riktlinjerna för utformningen av delmomenten presenterade i kapitel 4 och grundprinciperna för sammansättningen av en helhet enligt kapitel 5.

7. PÅTTSKA PARKEN

I detta kapitel kommer förslagen på hur Påttiska parken skulle kunna se ut att presenteras. Dessa förslag är inga slutgiltiga planer, utan de är försök till att kvantifiera och visuellt framställa de många möjligheter som finns vid utformningen av en eventuell våtmarkspark vid Påttiska reningsverket.

Förslagen har tagits fram för att representera så många olika tillämpningsbara system som möjligt. Jordmånsbaserade system har inte beaktats eftersom den tilltänkta området för NRS är i havet och således skulle kostnaderna för utfyllnad vara alltför höga.

Förslagen har alla utformats efter principen att allt vatten som kommer ut från parken skall ha samma halter, eller lägre, av kväve, fosfor, organiskt material och fasta partiklar som det runtliggande havet.

Fem (5) olika förslag presenteras under egna rubriker med två skilda sektioner. Först presenteras en helhetsbild av förslaget och sedan ges bakgrundsinformation kring de enskilda delmomentens funktionsprinciper och upplägg.

Dessa förslag presenteras nedan utan någon inombördes rangordning och är således ej heller numrerade. Efter förslagen A - E presenteras en helhet i förslag F som är en kombination av de tidigare nämnda förslagen.

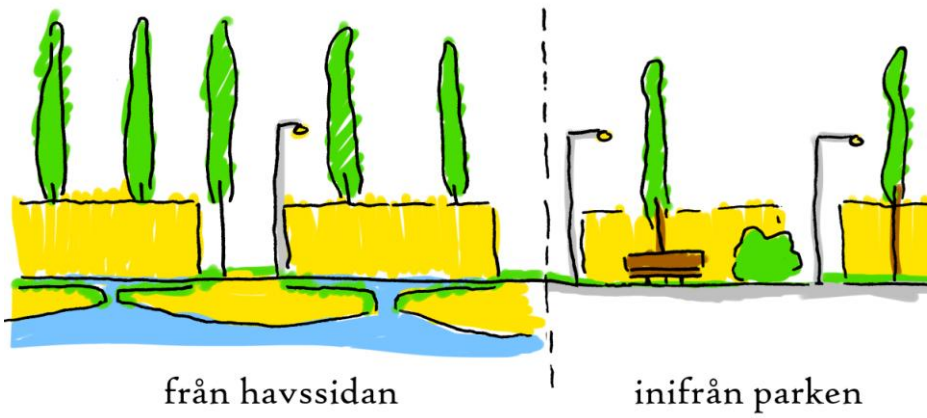
FÖRSLAG A

Förslag A för Påttka Parken är en grön vandringsstig genom havet som, fastän ett parkområde enligt dess vanliga betydelse inte finns, erbjuder närhet till naturen, både grön och blå. Områdets karaktär kunde klassas som rofylld, viste och i viss mån allmänningen.

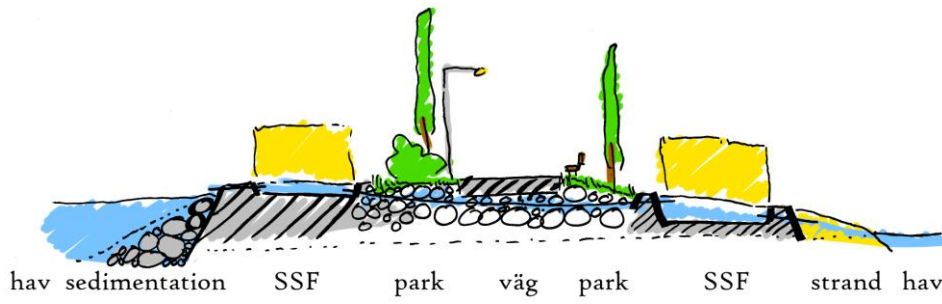
Stigen är bred och belyst, samt delvis skyddad från vind, och erbjuder således en utmärkt rutt för motion. Vägen är kantad med parkbänkar och grönområdet på båda sidor om vägen är tillräckligt brett för att kunna användas för såväl stillasittande aktiviteter som träning ifall utomhusträningsskonstruktioner utplaceras. Träd och buskar erbjuder omväxling i utseendet samtidigt som skuggan från dem kan vara efterlängtd i sommarhettan.

Grönområdet skyddas från havets vindar genom en tjock vägg av vass, eller motsvarande vegetation, och på ena sidan finns bortom vassen en dold strand. Stranden fungerar som en avskild plats för lugn och närhet till havet och är lättillgänglig genom de gångar som är byggda med jämna mellanrum genom vassområdet.

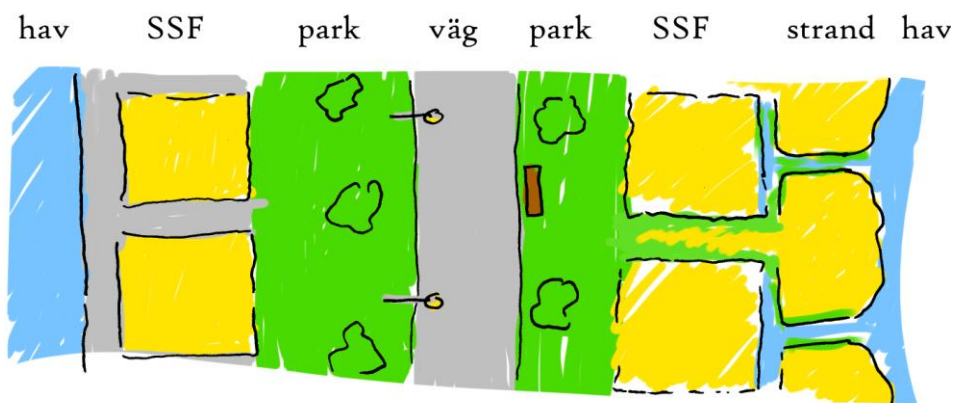
Figur 29 och Figur 28 visar genomskärningar, och Figur 30 visar en bild uppfifrån, av de parklika egenskaper vandringsstigen erbjuder och därifrån kan ses att denna till synes tunna remsa av natur innehåller såväl plats för motion som meditation.



Figur 28. Genomskäring längsmed förslag A

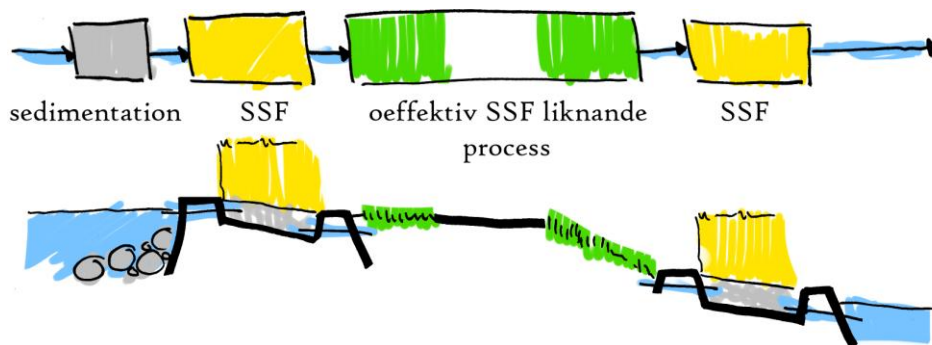


Figur 29. Genomskäring tvärs över förslag A



Figur 30. Förslag A sett uppifrån

Reningsfunktionen i området härstammar från utnyttjandet av två (2) stycken SSF med HF med ett parkbälte mellan dem som kan anses ha liknande, om än mindre effektiv, funktion. Figur 31 visar en processbild och en genomskärning av reningsfunktionen. Vatten strömmar från vänster till höger i bilden och leds in till det första SSF med HF genom ett rör nära vattenytan. Då vattnet passerat det första SSF med HF leds det vidare till det andra SSF med HF genom ett lager av grovkornigt substrat. Vegetationen i parkbältet tillåts utnyttja detta vatten som befinner sig 1m under markytan. Ur det andra SSF med HF rinner sedan vattnet ut till havet genom diken i strandområdet längst ut.



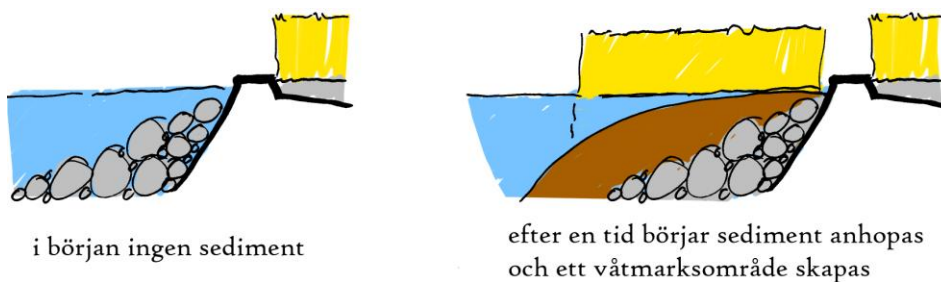
Figur 31. Genomgång av reningsprocesserna

Båda SSF med HF är uppbyggda på samma sätt med ett djup på 0,8m och är indelade i sektioner med bredden 100m för att säkra att flödet hålls jämnt fördelat samt för att erbjuda möjligheten att jämföra reduceringskapaciteten hos olika växtarter genom att plantera olika arter i olika delar. Längden på båda systemen är 20m för att täcka det areabehov som den organiska belastningen kräver och det rekommenderade minimivärdet för volymen redan efter en sträcka om 1 km. Dock är en betydligt längre sträcka att föredra. Den eventuella reningen som sker i området mellan de båda SSF med HF och i diken som leder vattnet ut till havet har inte beaktats i uträkningarna av minimiarean för systemen utan anses vara en extra bonus.

Vassen, eller motsvarande vegetation, i SSF med HF beskärs och samlas upp under våren eftersom då har de under hela vinter fungerat som ett isolerande lager får våtmarksreningsverket.

För en eventuell situation då kälen går ned i substratet i SSF med HF bör en nödtåtgärd finnas. Denna nödtåtgärd består av rör som leder vatten förbi alla delar av systemet. Dessa rör är placerade nära botten där vattnet inte fryser, men inte direkt på botten för att minimera risken av att sedimentet täpper till röret. Dessa rör är utrustade med ventiler som endast öppnas vid behov.

Fastän den huvudsakliga reningsfunktionen baserar sig på de två sektionerna med SSF med HF finns även en sekundärfunktion, i och med sedimentationen, i systemet. Sedimentation tillåts på insidan av området avgränsat av den byggda vandringsstigen. Denna sedimentation bidrar till reningskapaciteten samtidigt som den kan, ifall den inte uppsamlas, med tiden bygga upp landmassa enligt figur 33. Denna landmassa och dess funktion kan jämföras med ett FWS. Dock kan sedimenten även uppsamlas och användas på annat håll.



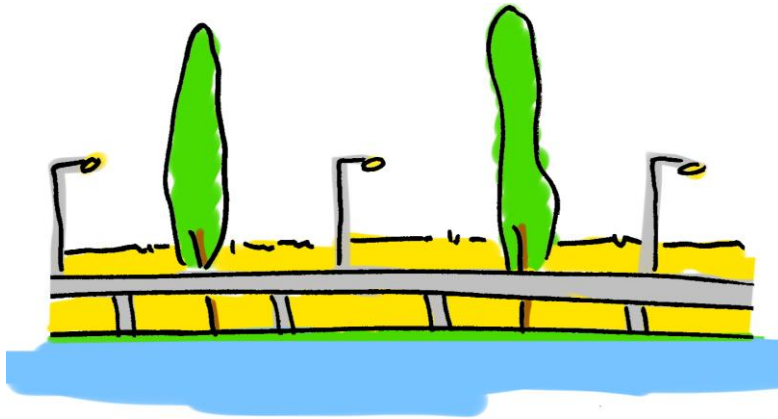
Figur 32. Anhoppning av sediment

Byggandet av detta system skulle innebära en förhöjning av vattennivån innanför systemet med ungefär 1,5m och grunden under systemet bör vara vattentät för att förhindra att vatten flödar förbi systemet.

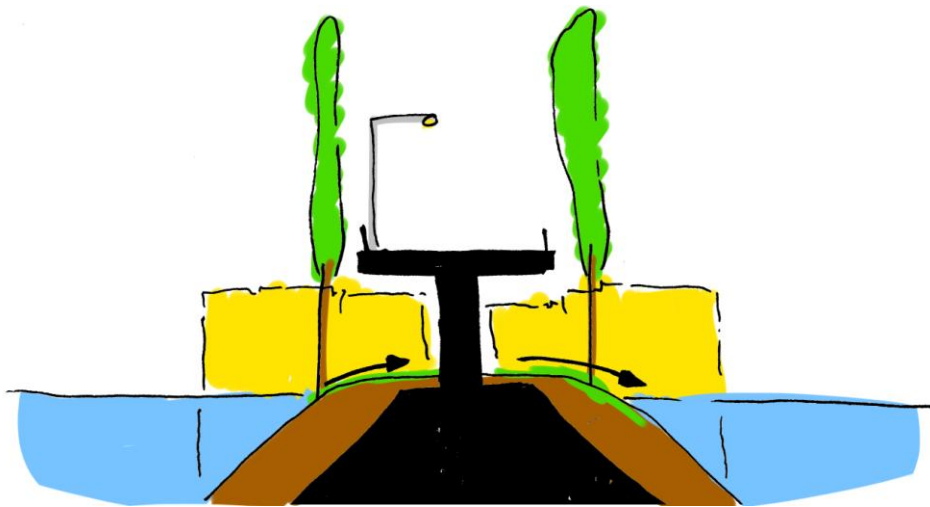
FÖRSLAG B

Förslag B erbjuder besökarna en konstruerad miljö med närhet till naturen. Den konstruerade aspekten är en asfalterad bro med räck på båda sidor. Bortom räcken finns naturen och vistelse i den är förhindrad då människan avskiljs helt och hållet genom att den asfalterade vägen är upphöjd ovanför markytan i parkområdet. Vägen är upplyst ger en känsla av trygghet i och med att den är kantad av vegetation. Området anses ha karaktärerna rymd och rofylld eftersom den kurvade korridor som uppstår genom

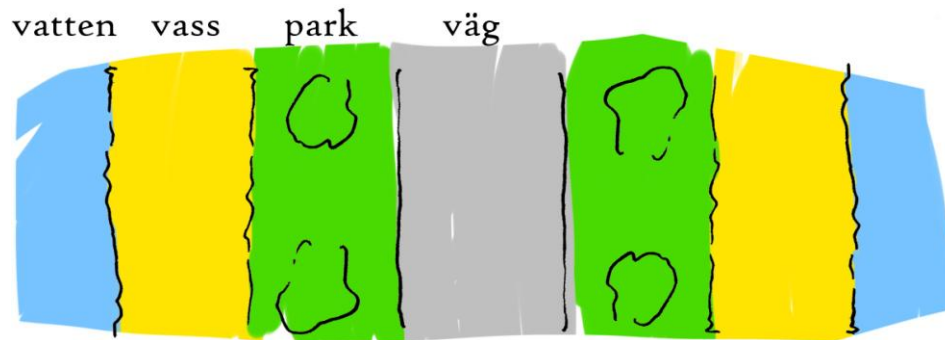
väggarna av vegetation på båda sidor bidrar till en illusion om att området kan fortsätta hur långt som helst samtidigt som det verkar vara avskilt från allt annat. Markytan befinner sig ungefär 1m under nivån på bron och det bör beaktas vid valet av vegetation för parken, en blandning av vassliknande vegetation och träd rekommenderas. Figurerna 34 – 36 visar denna gröna bro från sidan, uppifrån och genomskärning.



Figur 33. Skiss från sidan



Figur 34. Genomskärning

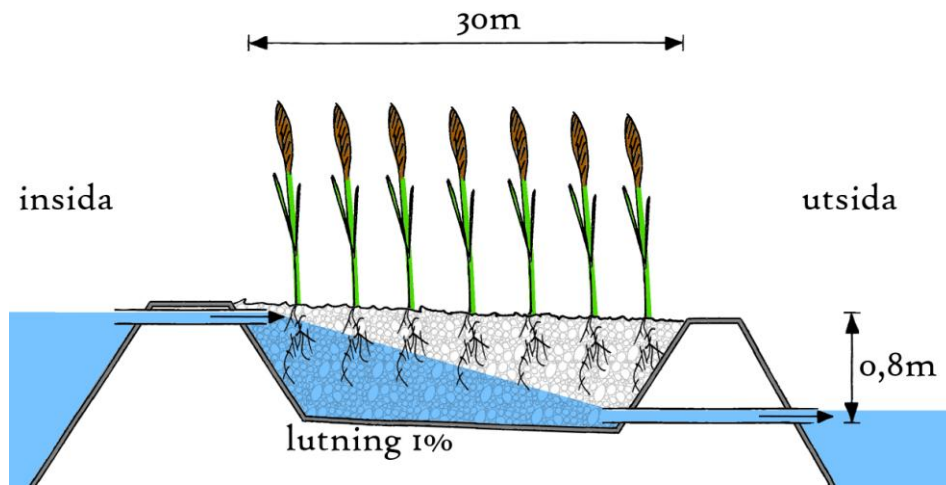


Figur 35. Schematisk framställning av zonerna uppifrån

Sektionen för SSF med HF är 30m långa, 0,8m djupa och bredden varierar med hur stor cirkel som byggs. Figur 36 visar en hur dessa ringar kan placeras ut och Figur 37 ger en schematisk bild av genomskärningen av sektionen av SSF med HF.



Figur 36. Eventuell utplacering av SSF med HF och bron



Figur 37. Genomskäring av sektionen med SSF med HF

FÖRSLAG C

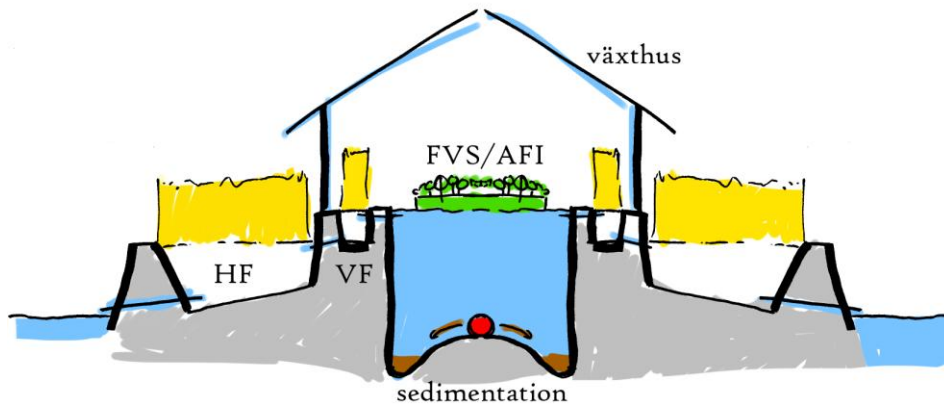
I likhet med förslag B erbjuds parkmiljön endast i form av en smal gång genom havet. Denna smala gång kan utformas enligt behag och berör inte våtmarksrenningsverket i annan mån än att den förhindrar vågor ifall ett eventuellt AFI eller FVS används. I detta förslag är denna gröna bro är den samma som presenteras i förslag B.

Reningskapaciteten vid en bro enligt detta utförande är minimal och tas ej i beaktan. Förslagets egentliga reningsegenskaper härstammar från en konstruerad sedimenteringsbassäng omringat av SSF med VF och HF. Sedimenteringsbassängen byggs runt det befintliga utsläppsröret och är 200m lång, 40m bred och 4 - 5 m hög med fickor för sedimentet. Runt denna bassäng på de tre sidor som är mot havet byggs tre sektioner med SSF med VF. Dessa tre sektioner är 1m djupa, 5m långa och 200m, 200m och 50m breda respektive. Runt dessa byggs en ring av SSF med HF i tre sektioner.

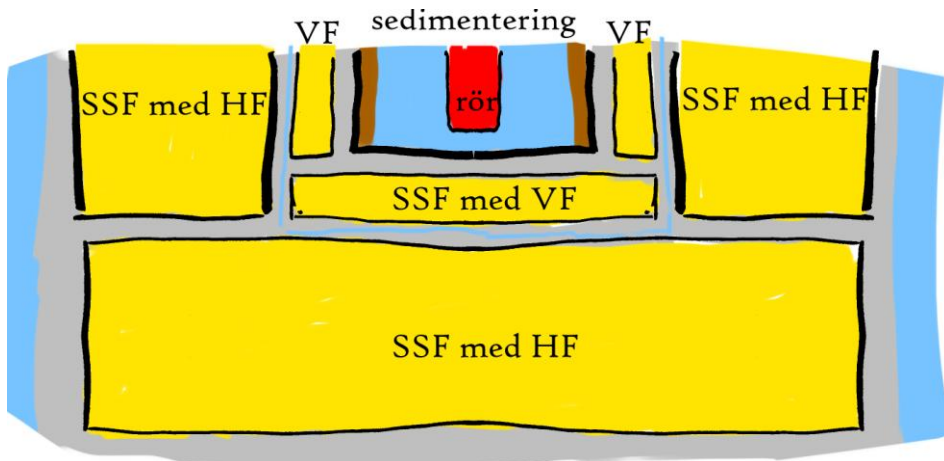
De tre sektionerna med SSF med HF är 0,8m djupa, 30m långa och bredden är 200m, 200m och 110m respektive enligt placeringen runt sedimenteringsbassängen. I Figur 38, Figur 39 visas en genomskärning och en bild ovanifrån av förslaget.

Sedimenteringsbassängen kan byggas in i ett växthus för att erbjuda en behaglig miljö under större delen av året för ett FVS eller AFI. Även SSF med VF kunde placeras innuti ett eventuellt växthus och således erbjuda möjlighet för forskning kring effekten av vattnet på växtligheten och växtlighetens reduktionskapacitet. Ifall ett växthus byggs bör area för gångar och dylikt tas i beaktan vid planeringen.

En eventuell användning av SSF med VF sektionerna för odling av grönsaker kunde utforskas och växthuset kunde förutom att husera ett FVS eller AFI fungera som vinterförvaring för plantor som senare kunde utplanteras till sommaren i vattnet i enlighet med förslag E. Dessutom skulle växthuset erbjuda en behagligare tillväxtmiljö och troligen effektivera sektionerna av SSF med VF.



Figur 38. Genomskäring av förslag C



Figur 39. Bild ovanifrån på förslag C

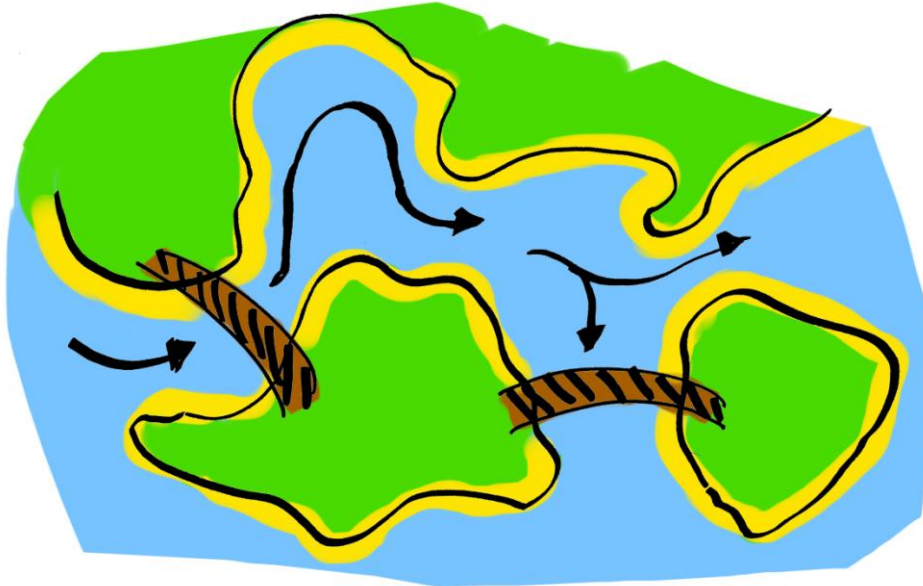
FÖRSLAG D

Förslag D är en park i dess egentliga betydelse och erbjuder människor ett område att vistas i och ha roligt. Här finns såväl lummiga skogsdungar som öppna gräsmattor och små avskilda platser nära vattnet. Mera konstruerade områden med parkbänkar, lekredskap och välskötta planteringar varvas med mera naturlika områden som för tankarna till våtmark. Denna park gör ett försök att uppfylla karaktärerna artrik, rofylld, allmänningen, rymd, viste och vild. I Figur 40 ges två skisser på hur denna park kunde utformas enligt de principer som tagits upp i kapitel 4.

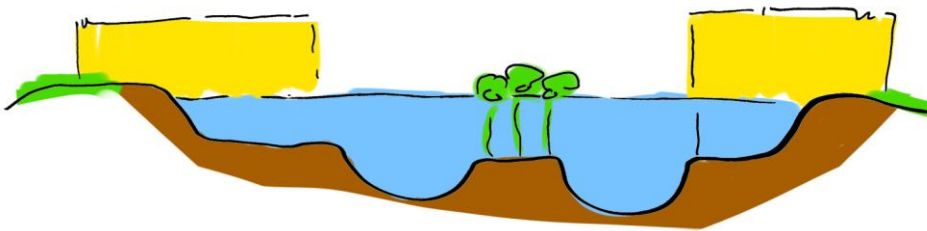
Den detaljerade utformningen av denna park har ingen större inverkan på dess reningskapacitet så länge de presenterade normerna i Figur 40 efterföljs. Reningseffekten härstammar från ett FWS och försök görs för att få den att se ut så naturlig som möjligt. I ett FWS sker reningen vid strandkanten i djupet 0,1 - 0,6m och således skall detta områdets area maximeras. Samtidigt bör beaktas att vattenområdet måste fyllas upp för att åstadkomma dessa strandområden. Eftersom stora mängder landmassor behövs för utfyllnaden rekommenderas detta förslag endast ifall det finns behov av utplacering av landmassor.

På basen av vattenflödet rekommenderas den totala arean till över 40 ha men behöver ej vara sammanhängande utan kan bestå av flertalet öar. Ett mera öppet system skulle erbjuda möjligheten för fiskar att simma genom och bidra till att annat djurliv skulle trivas. Systemet som sådant medför dock vissa osäkerheter kring reningskapacitet, speciellt om vintrarna. Dessutom finns svårigheter vid bestämmandet av gränsen mellan vad som hör till Påttiska reningsverket och vad som är naturligt hav. Därför bör Förslag D endast övervägas ifall parkområdet är av större vikt än reningskapaciteten.

broar knyter samman den fragmenterade parken



öar används för att bryta upp flödet och tvinga vattenmassan genom så stor del av våtmarksområdet som möjligt.



områden med $>0,6\text{m}$ djup varvas med grundare sektioner för att effektivisera de eftersökta processerna.

Figur 40. Skisser kring utformningen

FÖRSLAG E

Förslag E för Påttiska Parken är inte en helhet utan endast en extra metod att använda i kombination med övriga förslag och erbjuder i sig själv ingen natur att vistas i. Eftersom naturen endast kan ses på avstånd anses detta förslag inte erbjuda något i parkväg åt invånarna. För den önskade naturstigen kan exempelvis samma gröna bro som presenterades i förslag B användas.

Förslaget är ett AFI system som kunde genomföras i moduler av önskvärt antal. En modul i skulle vara 2x2m och bestå av en ram av PVC-rör. Diametern på rören anpassas efter antalet och storleken på plantorna för att erbjuda tillräcklig flytkraft. Mellan dessa rör knyts rep och i repen fästs de valda plantorna enligt anvisningarna i Figur 9 i kapitel 2.3.4.

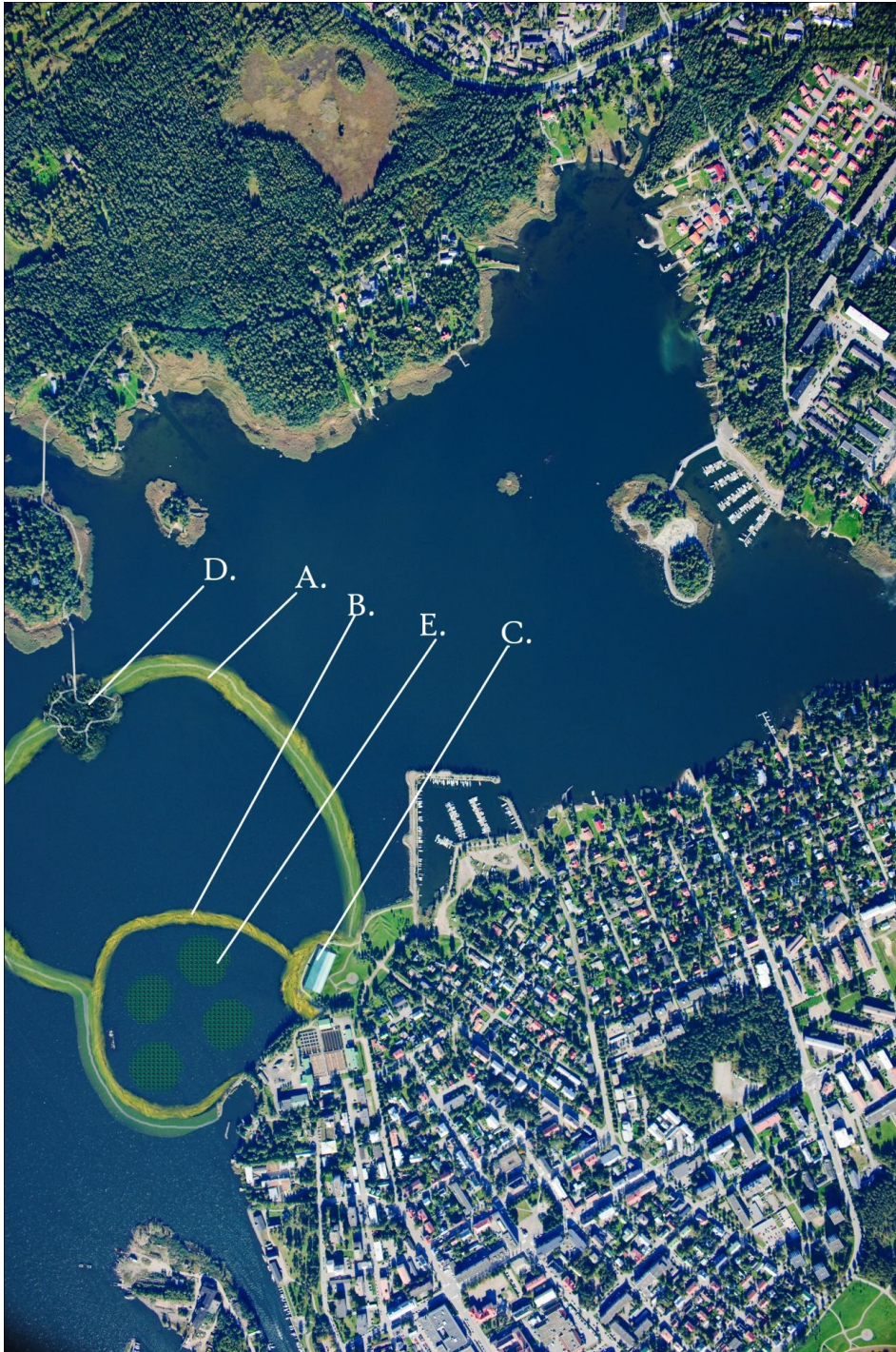
Systemet kan liknas vid ett pilot-projekt och vissa försök bör utföras för att hitta lämplig växtlighet samt optimalt antal moduler. Eventuell reningsfunktion för detta system baserar sig på de valda växternas egenskaper och kan således inte uppskattas. Modulerna knyts samman med varandra för att bilda långa kedjor och förankra dem samt underlätta eventuell insamling. Den totala ytan av alla flottar är i direkt anknytning till reningskapacitet och större är bättre. Beroende på vilka plantor som används kommer rotdjupet att variera och det bör beaktas vid utplaceringen av AFI så att näringsämnen kan blandas vertikalt i vattenspalten och nå rotzonen. Detta system skulle endast vara aktivt under sommarmånaderna och vinterförvaring av modulerna och ett antal plantorna krävs.

Förslaget kan även modifieras till att använda vattenhyacinter eller andra fritt flytande makrofyter. I ett sådant fall byggs ramarna på samma sätt men innanför dem tillåts plantorna flyta fritt. Ramarna knyts fast i varandra i serie samt förankras och uppfyller vid en sådan modifikation funktionen att skydda makrofyterna från vågor och göra uppsamlingen lättare.

FÖRSLAG F – EN KOMBINATION

Kombinationen strävar till att utnyttja de bästa aspekterna från förslagen A-E samtidigt som tillämpningen av flera olika system ger en ytterligare säkerhet ifall något skulle gå fel. Förslag F är således en kombination av förslagen A-E och presenteras därför endast i form av två bilder. Figur 41 visar en ett modifierat fotografi över området med de olika sektionerna för de olika förslagen utmarkerade.

En del av utflödet leds till ett område där förslag C implementeras i miniatyr för att behandla vattnet samtidigt som växthuset erbjuder övervintringsmöjlighet för plantorna som används i ett AFI/FVS i enlighet med förslag E. Förslag B används för den egentliga reningskapaciteten och dess sektioner av SSF med HF bildar en ring runt området och inuti den placeras ett AFI/FVS. Som naturlig används Förslag A med viss förminskning av dess SSF med HF och den omringar hela området. För att erbjuda ytterligare parkområden placeras en sektion av våtmark enligt Förslag D ut längs med den gröna bron.



Figur 41. Förslag F utskisserat på ett flygfoto

8. DISKUSSION

Sammanställandet av detta examensarbete har varit en otrolig lärdomsupplevelse trots, eller kanske tack vare, flertalet motgångar. Detta arbete lämnar mycket utanför eftersom det finns så många komplexa processer att utrymmet inte hade räckt till för att ta upp dem alla.

8.1. UTFORMINGEN AV ARBETET

Till en början var tanken att största vikten av arbetet skulle placeras kring utformningen av en simpel modell som kunde användas för en generell planering och simulering av en våtmark innan den byggs. Modellen skulle vara så endast ha några få ekvationer och termer så att även någon utan en ingenjörsutbildning skulle kunna förstå sig på den. Våtmarker skulle endast nämnas kort i början och teori-delen av arbetet skulle främst bestå av tidigare modeller och tillhörande matematik. Ett förslag för Påttiska Parken skulle endast presenteras som en uträkning ur modellen.

Ganska snart stöttes på problem och enligt principen 'upptrappningen av engagemang för ett misslyckat agerande' så gjordes modellen mera och mera avancerad innan slutligen beslutet togs att frånga den helt och hållet (mera om det i kapitel 8.2). Vid det skedet skiftades vikten av arbetet till att presentera grundprinciper, *tumregler*, för planerandet av våtmarker, exempel på befintliga våtmarker och någon form av förslag för Påttiska Parken.

Vid genomgången av tumreglerna och exemplena konstaterades att termen 'våtmark' används väldigt fritt och kunde beroende på källan och författare syfta på helt olika saker (mera om det i kapitel 8.3). Då det uppdagades att detta arbete hade börjat följa samma system så gjordes beslutet att strukturera om hela arbetet från början, samt skifta vikten till att presentera den innefattande teorin grundligt och enhetligt från de minsta komponenterna upp till avancerade system. Samtidigt gavs mera vikt till processen kring framtagningen av förslaget för Påttiska Parken.

Fastän denna tredje omarbetning av arbetet är den som lämnas in så finns det mera som kunde ha gjorts, vilket presenteras i kapitel 8.4.

8.2. MISSLYCKANDET AV MODELLEN

Trots otaliga timmar spenderade framför datorskärmen så började inte modellen ge någotsånär konstanta värden. Det gjordes försök att simplificera den ned till endast två dimensioner och det gjordes försök att applicera flera betydligt mera matematiskt avancerade element in i den men det hjälpte föga.

Efter en tid var det dags att lämna modellen och välja en annan rutt. Själva idén bakom modellen och sammansättningen känns fortfarande korrekt i sin simplicitet. Problemen härstammar, troligtvis, från *retardations-komponenten*, alltså den variabel som skulle beskriva flödes hastigheten hos vattnet och de oönskade ämnena samt *sink*-termen, d.v.s. reduceringen av de oönskade ämnena i cellen. Det var väldigt många komponenter som inverkar på variabeln och dessa var svåra att bestämma eftersom klimatet inverkar till så stor del på resultatet, vilket ledde till att uppmätta och litteratur värden inte kunde tillförlitas.

8.3. VÅTMARK-TERMEN

Efter att idén med modellen hade frångåtts framkom följande komplikation. Termen 'våtmark' visade sig vara besvärlig av den enkla orsaken att en våtmarks utseende och sammansättning kan variera mycket både innuti en och samma våtmark och mellan våtmark och våtmark.

Problemet slutade inte där utan våtmark användes för att beskriva ett naturligt system och för att beskriva ett större system innehållandes mera än en form av naturligt system. En våtmark kunde således bestå av en våtmark och en annan våtmark, varpå den första våtmarken syftar till ett system, ett klart avgränsat geografiskt område, medan de två andra våtmarkerna syftade till vissa processer eller kombinationer av processer som fanns i ett visst område inom den första våtmarken.

Dessutom fanns det flera typer av indelningar av våtmarker i undergrupper med ytterligare undergrupper. Dock beroende på basen för den första indelningen så kunde data från olika källor bli direkt ojämförbara. Detta ledde till att flera källor förkastades och slutgiltigen omarbetades allt för att följa indelningen som presenterades i RIL 124-2 Vesihuolto II. Termen '*naturenligt reningssystem*', eller NRS, togs i bruk för att ha en

en benämning än *våtmark* på ett avancerat system som innehåller mera än ett naturligt system. Detta gjorde arbetet betydligt mera lättförståeligt och organiserat.

8.4. FÖRSLAG FÖR VIDARE FORSKNING

Varje omstrukturering av detta arbete har kantats av frågor och förslag för vidare forskning inom området. En enhetlig, noggrant strukturerad indelning och definition på våtmarker borde införas, om äns endast i Finland, där överlappningar av termer inte skulle finnas. Exempelvis kunde våtmarker delas in i flera mindre beståndsdelar och benämningen kunde komma från de befintliga delarna och deras andel av den totala ytan.

En nationell, eller internationell, sammanställning av det organismer, vegetation och jordmånar samt deras egenskaper i olika förhållanden skulle kunna fungera som bas för betydligt bättre modeller. Dessa egenskaper skulle behöva vara beskrivna enligt olika rådande klimat och inte som en variation mellan två värden.

Sammanställandet av en databas för moduler, eller *byggklossar*, kunde utföras och m.h.j.a. den kunde estimering av en planerad våtmark göras betydligt noggrannare. Datan kring dessa moduler kunde utföras som empirisk forskning i existerande våtmarker, varpå ett enhetligt område med genomgående samma egenskaper skulle undersökas och vissa parametrar skulle på basen av undersökningen tilldelas en motsvarande modul.

En undersökning kring hur fiskar påverkas av att utnyttja en våtmark för renat avloppsvatten som ynglingsplats beroende på halter i vattnet kunde utföras för att ge ett svar på den frågan. Dock skulle en sådan undersökning behöva vara mångårig så att man skulle se ifall det finns effekter flera generationer framåt.

8.5. PÅTTSKA PARKEN

Planerna som presenteras för Påttska Parken är som tidigare nämnt ingen enhetlig slutgiltig lösning utan ett försök att presentera så många och olika funktionsdugliga idéer som möjligt. Dessa skiljer sig från varandra så mycket att det är svårt att göra en jämförelse vilket lite illustrerar problemet som uppkom i samband med våtmark.

Det svåraste med planerna var att välja vilka idéer skulle väljas och kombineras eftersom alla hade sina negativa och positiva sidor. För att göra det hela ännu svårare fanns stora osäkerheter i teorin kring våtmarker och utnyttjandet av dem för behandling av vatten. Därför rekommenderas att dessa idéer bör pilot-testas innan de implementeras för att kunna göra exaktare kalkyler och på så vis kunna bestämma utrymmesbehovet. Dessutom borde klimat beaktas tydligare, för ifall man räknar med en kall sommar och lång vinter eller varm sommar och kort vinter med litteraturvärden kunde den behövda arealen variera upp till tiofaldigt.

Inför en eventuell detaljplanering och implementering av ett parkområde utanför Påttiska reningsverket finns det mycket forskning och planering som ännu bör utföras. Dessutom bör man förbereda sig på att de uträknade resultaten varierar mycket från de verkliga och kan orsaka att viss ombyggnad kan krävas i framtiden. Dock bör i detta skede påminnas att ett naturligt reningssystem baserar sig på naturen och dess processer, således påverkar väder och vind resultatet.

9. SLUTSATSER

9.1. VÅTMARKER FÖR BEHANDLING AV RENAT AVLOPPSVATTEN

Att utnyttja våtmarker, både naturliga och konstruerade, är ett fungerande och kostnadseffektivt sätt att använda sig av naturen för att åstadkomma en rening av avloppsvatten. Beroende på klimatet vid den tilltänka platsen samt avloppsvattnets kvalitet och förbehandling bör olika metoder användas.

Det finns behov för en enhetlig indelning och standardisering av vad som kan kallas våtmark för att möjliggöra en jämförelse mellan olika tillämpningar och genom det sprida användningen. För tillfället finns viss typindelning men variationerna är alltför många för att kunna fastställa ett förväntat reningsresultat per typ. Detta har medfört att de tumregler som finns är väldigt grova mått och att ingen viss reningskapacitet kan garanteras.

Klimatet spelar stor roll i reningskapaciteten eftersom den är baserad på biologiska processer och p.g.a. det så går det inte att dra paralleller mellan resultat i olika klimat. Eftersom det är främst frågan om näringsämnen som upptas under tillväxtsäsongen är det naturligt att anta att ingenting sker under vintern och därför har det antagits att våtmarker är ett dåligt alternativ för kallare klimat. Dock har det visat sig att vissa processer sker under vintern också vilket medför att det går att tillämpa naturenliga metoder även i nordiska klimat. Våtmarken måste utformas för att utnyttja vintern på bästa möjliga sätt, dock saknas det tillräcklig data angående tillämpningar och resultat.

Mera forskning kring hur SSF kunde utnyttjas på vintern, samt användningen av sedimentering som en huvudreningsmetod för den kallare delen av året, bör utföras eftersom de mycket väl kan innehålla nyckeln till effektiv rening m.hj.a. NRS i nordiska klimat. Storskaliga försök som skulle granskas från såväl en ingenjörssynvinkel som biologsynvinkel kunde ge svar kring optimal utformning och val av vegetation samt hur ett NRS kunde skyddas från att arter av växter från närliggande områden invaderar och förändrar den planerade sammansättningen i NRS.

Att bygga ett NRS så att det även är estetiskt och fungerar för rekreation är något som kunde hjälpa till att föra naturen tillbaka till staden och dess invånare. Långvarig

vistelse i området och möjliga åkommor bör undersökas vidare, men ifall besökarnas direkta kontakt med vattnet är förhindrat bör risken för insjukning vara minimal. Fastän det finns forskning som tyder på att eventuella fruktträd och bärbuskar kunde placeras i området utan risk för att de som äter av dessa skulle insjukna bör viss försiktighet tas.

I nuläget är det alltför mycket som man inte vet kring processerna i en våtmark i olika klimat och därför är garantierna få. Detta medför att en modell, för tillfället, inte är tillförlitlig för ett icke-existerande NRS. Mätdata innehållande temperatur, nederbörd, soliga dagar, växtarter och deras utbredning mm. skulle behövas för att kunna specificera de byggklossar som kunde utnyttjas vid en modellering. Sammanställningen av sådan mätdata skulle kräva mångårig granskning av ett och samma område samt av likadana NRS i olika klimat och olika NRS i samma klimat samt situationer var allt är samma utom vegetationen.

Eftersom en sådan sammanställning inte finns att tillgå för tillfället, är den bästa metoden för dimensioneringen och val av metod att granska andra NRS i liknande klimat, använda de tumregler som finns och hoppas på det bästa. Osäkerheten kring reningskapaciteten är det största problemet som NRS står inför och den kommer inte att försvinna ifall NRS inte används och granskas.

9.2. TILLÄMPNINGSMÖJLIGHETERNA FÖR PÅTTSKA RENINGSVERKET

Tillämpningsmöjligheterna för ett NRS vid Påttiska reningsverket är många och kunde förutom reningen medföra värde till staden i form av att vara föregångare. Eftersom utnyttjandet av NRS för såväl rekreation som rening är något som inte används i större utsträckning är skulle en eventuell implementering erbjuda många möjligheter för Vasa Vatten att utföra samarbete med flera olika universitet och högskolor för forskning kring både det tekniska och det biologiska.

Av de olika typer av naturenliga system som nämns i detta arbete är det SSF med HF eller VF som bäst kan anpassas till området utanför Påttiska reningsverket. Detta utesluter dock inte en kombination med andra system, exempelvis utnyttjandet av ett växthus för att skapa en sfär av varmare klimat och således åstadkomma en längre tillväxtsång hos vegetationen.

De förslag som presenterats i detta arbete för Påttiska reningsverket är de som verkar mest lovande på basis av de forskningsresultat som finns just nu, men ifall de implementeras bör det beaktas att viss ombyggnad kan krävas efter ett antal år. Kravet för denna ombyggnad härstammar från den osäkerhet som finns kring funktionen hos dessa system. Dessutom kan resultaten från de första åren variera mycket p.g.a. att vegetationens sammansättning fortfarande ändras.

Fastän osäkerheten kring den egentliga reningskapaciteten är stor är har reningsprinciperna bevisats och således kan antas att en minskning av näringsämnen kommer att ske under sommarmånaderna och således kommer den årliga belastningen av närliggande vatten att minska.

KÄLLOR

- Agroborealis. (2005). Wetlands and Wastewater Treatment in Alaska. *Agroborealis* , 1-8.
- Allen, W. C., Hook, P. B., Biederman, J. A., & Stein, O. R. (2002). Temperature and Wetland Plant Species Effects on Wastewater Treatment and Root zone Oxidation. *Journal of Environmental Quality* , 1010-1016.
- Bosson, E. (2004). *Modellstudie av föroreningsretention i Bäckaslövs våtmark, Tillämpning av modellverktygen MIKE SHE WET och MIKE 21*. Uppsala: Uppsala Universitet.
- Brager, R. L., & Thorsen, J. (2011). Malibu's Cleaning. *Civil Engineering* , 60-65, 82.
- Campbell, C. S., & Ogden, M. (1999). *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. John Wiley & Sons.
- Dorevitch, S., Pratap, P., Wroblewski, M., Hryhorczuk, D. O., Li, H., Liu, L. C., o.a. (2012). Health Risks of Limited-Contact Water Recreation. *Environmental Health Perspectives* , 120 (2), 192-197.
- Fitz, H., & Hughes, N. (2008). *SL257 Wetland Ecological Models*. Florida: University of Florida IFAS Extension.
- Floyd, M. F., Bocarro, J. N., Smith, W. R., Baran, M. B., Suau, L. J., & Fang, K. (2011). Park-Based Physical Activity Among Children and Adolescents. *American Journal of Preventive Medicine* , 258-265.
- Hedberg, E. (2008). *En uppföljning av floran i Enköpings vattenpark, Kan anlagda våtmarker med vattenrening som huvudsyfte bidra till naturvård och biologisk mångfald?* Uppsala: SLU, Institutionen för ekologi.
- Kadlec, R. H. (1988). Modeling Nutrient Behaviour in Wetlands. *Ecological Modelling* , 37-66.
- Karttunen, E. (2004). *RIL 124-2 Vesihuolto II*. Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry.
- Kogan, M. (2008). *Effektivisering av kvävereduktionen i en anlagd våtmark*. Göteborg, Sverige: Chalmers University of Technology.

- Lai, W.-L., Wang, S.-Q., Peng, C.-L., & Chen, Z.-H. (2011). Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 wetland plants. *Water research* , 45, 3941-3950.
- Lewis, W. M. (2001). *Wetlands Explained: Wetland Science, Policy and Politics in America*. Cary: Oxford University Pressy.
- Metcalf & Eddy. (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse 3rd edition*. Singapore: McGraw - Hill Book Co.
- Naturvårdsverket. (2003). *Myllrande våtmarker, Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nordh, H. (2006). *Parkkaraktärer - Ett verktyg för planering och gestaltning av grönområden*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU.
- Nyman, J., & Toivio, A. (2009). *Vaasan Palosaaren lounaisosan luontoselvitys*. Vaasa: Vaasan kaupunkisuunnittelu.
- Olsson, G., & Newell, B. (1999). *Wastewater Treatment Systems - Modelling, Diagnosis and Control*. London: IWA Publishing.
- Persson, J., Somes, N. L., & Wong, T. H. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology* , 291-300.
- Sonavane, P. G., & Munavalli, G. R. (2009). Modeling nitrogen removal in a constructed wetland treatment system. *Water Science & Technology* , 301-309.
- Taylor, C. R. (2009). *Selecting Plant Species to Optimize Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*. Bozeman, Montana: Montana State University.
- Ulvholt, M. (2007). *Planeringsunderlag för restaurering och anläggning av våtmarker i odlingslandskapet i Kronobergs län*. Länsstyrelsen i Kronobergs län.
- Valk, V. d., & Arnold, G. (2006). *Biology of Freshwater Wetlands*. Oxford: Oxford University Press.
- Walker, D. J. (2001). Modelling sedimentation processes in a constructed stormwater wetland. *The Science of the Total Environment* , 61-68.
- Wallace, S., Parkin, G., & Cross, C. (2001). Cold climate wetlands: design and performance. *Water Science and Technology* , 259-265.

- Vasa Stadsplanering. (2008). *Vasas grönområdesstruktur 2030*. Vasa: Vasa Stadsplanering.
- Vesilind, P. A., & Rooke, R. L. (2003). *Wastewater Treatment Plant Design*. Cornwall, Great Britan: IWA Publishing.
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* , 430-549.
- Vymazal, J. (2011). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology* , 61-69.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* , 48-65.
- Västra Finlands Miljötilståndsvverk. (2006). *Påttska reningsverkets miljölov*. Helsingfors: Västra Finlands Miljötilståndsvverk.
- Xie, X.-L., He, F., Xu, D., Dong, J.-K., Cheng, S.-P., & Wu, Z.-B. (2012). Application of large-scale integrated vertical-flow constructed wetland in Beijing Olympic forest park: design, operation and performance. *Water and Environmental Journal* , 26, 100-107.
- Zhu, L., Li, Z., & Ketola, T. (2011). Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area. *Ecological Engineering* , 1460-1466.
- Österberg, R. (2005). *Kärlväxter i anlagda småvatten*. Uppsala: Institutionen för naturvårdsbiologi.

BILAGA 1

Tabell. Tabell över hierarkin angående NRS, NS och våtmarker

Naturenligt reningssystem, NRS	ETT ELLER EN KOMBINATION AV FLERA NATURENLIGA SYSTEM			
Naturenliga system, NS	Jordmånsystem	Våtmarksreningsverk		Damm-system och FVS
Våtmark		Naturlig våtmark	Anlagd våtmark	
			FWS	SSF
				HF VF