



Flytande våtmarker för renande och rekreativ effekt i Malmös kanaler

– En undersökning av potentiell reningseffekt, vad som påverkar detta, hur de skulle skötas och kunna utformas

Floating treatment wetlands for purifying and recreational effect in the channels of Malmö – A study on potential purification effect, what affects this, how they would be managed and how they could be arranged

Elin Alvbåge

Examensarbete/Självständigt arbete • (15 hp)

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap/

Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Landskapsingenjörsprogrammet

Alnarp 2022



Flytande våtmarker för renande och rekreativ effekt i Malmös kanaler – En undersökning av potentiell reningseffekt, vad som påverkar detta, hur de skulle skötas och kunna utformas

Floating treatment wetlands for purifying and recreational effect in the channels of Malmö – A study on potential purification effect, what affects this, how they would be managed and how they could be arranged

Elin Alvbåge

Handledare: Arne Nordius, SLU, institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Bitr. handledare: Tim Delshammar, VA Syd
Examinator: Ishi Buffam, SLU, institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i landskapsarkitektur, G2E - Landskapsingenjörsprogrammet
Kurskod: EX0841
Program/utbildning: Landskapsingenjörsprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Utgivningsort: Alnarp
Utgivningsår: 2022
Omslagsbild: Havsblicksdammarna, Lomma. Bild: Elin Alvbåge

Nyckelord: Flytande våtmark, floating treatment wetland, reduktion, rening, reningseffekt, föroreningar, purifying, purification, Malmös kanaler, Malmö, skötsel, drift, management, växtval, plant, mikrobiell, biofilm, rötter, rekreation, recreation

Foton & illustrationer

Samtliga illustrationer publiceras med tillstånd av upphovsrättsinnehavaren.

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Dagvattnet i centrala Malmö innehåller mycket föroreningar och mycket av vattnet går till Malmös kanaler. Då kanalerna är förbundna med Öresund finns en potentiell vinst i att försöka rena detta vatten. Det är ont om plats ovan mark i de centrala delarna av staden och en idé är att använda flytande våtmarker för att uppnå reningseffekt i vattnet. Vilken renande effekt kan förväntas, hur fungerar flytande våtmarker och hur skulle de kunna utformas för att erhålla ett rekreativt värde, är några av de frågeställningar som legat till grund för arbetet.

Detta arbete har utifrån ett gemensamt intresse hos författaren och VA Syd, undersökt flytande våtmarker i syfte att se vilken reningspotential de skulle kunna ha i Malmös kanaler. Dessutom har undersökts vilka skötselåtgärder som är nödvändiga, vilken vegetation de flytande våtmarkerna skulle innehålla samt var de lämpligen placeras.

Arbetet inleddes med intervjuer och litteratursökning för att täcka in olika möjliga aspekter som påverkar och påverkas av flytande våtmarker, såsom potentiell föroreningsreduktion, inverkan av kringliggande faktorer och praktiska erfarenheter från arbetet med flytande våtmarker. En del behandlar vegetationens olika förutsättningar och förväntade samband med reningseffekt. Arbetet avslutas med utformningsförslag- och aspekter samt med råd till VA Syd i den del som benämns Slutsats.

Genom litteraturstudie och samtal med branschverksamma personer inom flytande våtmarksprojekt har information om flytande våtmarkers funktion, vad som kan påverka dess reningseffekt, skötselaspekter, lämpliga växtval, förslag på rekreativa värden och förslag på vidare undersökningar framställts. Ett försök att bedöma hur mycket flytande våtmark som erfordras för rening har också genomförts. Detta är dock beräkningar som också behöver vidareutvecklas.

Resultaten visar att flytande våtmarker har potentialen att förbättra vattenkvaliteten i Malmös kanaler. För att främja reningseffekt under årets olika delar finns vidare förslag för åtgärder. De rekreativa aspekter som föreslås kan utredas vidare för att bäst passa utvecklingen av den aktuella stadsdelen.

Nyckelord: Flytande våtmark, reduktion, rening, reningseffekt, föroreningar, Malmös kanaler, Malmö, skötsel, drift, växtval, plant, mikrobiell, biofilm, rötter, rekreation

Abstract

The storm water in the central parts of Malmö contains high levels of pollution and much of this water goes to the canals of Malmö. Since the canals are bound with the ocean, a potential benefit could be obtained by purifying the canal water. Not much space is available above ground in the city centre and hence one idea is to utilise floating treatment wetlands to achieve purifying effect in the water. Which purifying effects can be expected, how do floating treatment wetlands work and how could they be arranged to achieve recreational values, are some of the questions that has been asked during the study.

This study has its starting point in the shared interest from both the author and VA Syd, to examine floating treatment wetlands for the purpose of finding out what purifying potential they could have in Malmö's canals. In addition, required management aspects, plant selection and possible location of the floating treatment wetlands has been examined.

The study was initiated by interviews and literature research to cover different possible aspects that affects and are affected by floating treatment wetlands, such as potential pollutant reduction, impact from surrounding factors and practical experiences from working with floating treatment wetlands. One part discusses vegetation's different qualities and expected correlation with purification effect. The study ends with execution proposal and –aspects as well as advice for VA Syd in the part named *Slutsats (Conclusion)*.

Through literature studies and conversations with field active persons within existing floating treatment wetland projects, information has been defined about the function of floating treatment wetlands, what may affect the outcome of purification, management aspects, suitable plant choices, suggestions of recreational values and suggestions for further research. An attempt to estimate required amount of floating treatment wetland has been made; however, these calculations need further development.

The results show that floating treatment wetlands has the potential to improve the water quality in the canals of Malmö. To promote purification effect during the different seasons of the year, further suggestions are described as possible measures. The proposed recreational aspects may be further investigated to fit the development of the current city district as good as possible.

Keywords: Floating treatment wetland, purifying, purification, Malmö, management, plant, biofilm, recreation

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	9
Figurförteckning	10
1. Introduktion.....	11
1.1. Syfte & mål	11
1.2. Avgränsning.....	11
1.3. Material & metod	12
2. Resultat.....	15
2.1. Incitament för vattenvårdsarbete	15
2.1.1. Malmös kanaler.....	15
2.2. Flytande våtmarker	17
2.2.1. Flytande våtmarker	17
2.2.2. Reningsparametrar och -processer	20
2.2.3. Växtval för reningseffekt hos flytande våtmarker.....	28
2.2.4. Skötselåtgärder för renande effekt enligt litteraturen.....	31
2.2.5. Intervjuer med yrkes- och branschverksamma personer	32
2.3. Utformningsförslag	37
2.3.1. Val av plats	37
2.3.2. Val av vegetation för rening av Malmös kanaler.....	38
2.3.3. Mängd flytande våtmark för rening av Malmös kanaler	40
2.3.4. Rekreativt värde i samband med flytande våtmarker	44
3. Diskussion.....	47
3.1. Metoddiskussion	52
4. Slutsats	54
Referenser.....	57
4.1. Opublicerade källor	59
4.2. Muntliga källor	60
4.3. Bildkällor	60
Tack	61

Bilaga 1..... 62

Bilaga 2..... 63

Tabellförteckning

Tabell 1 - Gränsvärden för maximal tillåten koncentration. Tabell baserad på HVMFS 2019:25 (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Värdena avser totala koncentrationer i vattenprovet. * = Värdena avser koncentration av löst ämne. ** = Värdena avser årsmedelvärde.	17
Tabell 2 - Typ av vegetationsval i projektunderlaget från Veg Tech. *= Flytkonstruktionen som användes för örtpluggplantor byttes ut för ett par år sedan, vilket naturligt medfört en minskad andel örtpluggplantor i senare sålda projekt.....	29
Tabell 3 - Sammanställning av växter som beskrivits ha god förmåga att rena vatten. Källa för omnämning samt eventuella notiser som angetts om växten finns beskrivet vid respektive växt. * = Växtfamilj	30
Tabell 4 - Sammanställning av lämpliga arter för användning i Malmös kanaler. Arterna som nämns här har goda förutsättningar att trivas i bräckt vatten i Sverige samt alstra reningseffekt i sammanhang med flytande våtmark. .	39
Tabell 5 - Angivna reduktioner för olika ämnen. Här nedräknade för möjlig beräkning av reduktion i Skånskt sammanhang. Nedräkningen är troligtvis i underkant av möjligt potentiellt värde, då vegetationsperiod för subtropiska klimat saknats i underlaget.....	41

Figurförteckning

- Figur 1 - Modellerade föroreningshalter angivna i $\mu\text{g/L}$ för Malmös kanaler. Bild: Wahlsten & Larm (2021). Figuren har modifierats suddig för att markera aktuell information. Modifierad av: Elin Alvbåge16
- Figur 2 - Modellerade föroreningshalter angivna i kg/år för Malmös kanaler. Bild: Wahlsten & Larm (2021). Figuren har modifierats suddig för att markera aktuell information. Modifierad av: Elin Alvbåge16
- Figur 3 - Flytande våtmarker i Lomma. Bilder tagna i september 2021 (övre) respektive januari 2022 (undre). Foton: Elin Alvbåge18
- Figur 4 - Veg Techs skötsel förslag för flytande våtmarker. Bild: Veg Tech (2019).34
- Figur 5 - Karta över de tre platser (gulmarkerade) som fanns i åtanke för att placera flytande våtmark. Nr.1: Södra förstadskanalen, nr.2 : Östra hamnkanalen, nr. 3: Östra förstadskanalen. Den valda platsen blev plats nr. 3. Bild: Google (2021). Bild modifierad och gula områden utsatta av: Elin Alvbåge.....38
- Figur 6 - 300 meters radie utifrån Slussplan (gulmarkerat område). Bild: Google (2022). Bild modifierad och gult område utsatt av: Elin Alvbåge46

1. Introduktion

Dagvattnet i centrala Malmö innehåller höga halter av föroreningar och mycket av detta vatten går till kanalerna i Malmö. Det är ont om plats ovan mark i de centrala delarna av Malmö och av denna anledning finns en idé att nyttja flytande våtmarker för att rena vattnet i kanalerna. På uppdrag av VA Syd har detta arbete som mål att undersöka hur vattnet i Malmös kanaler kan renas, med fokus på flytande våtmarkers effekt.

Begreppet föroreningar används i detta arbete synonymt med olika slags ämnen, såsom exempelvis närings-, grundämnen eller mänskligt skapade sammansättningar

1.1. Syfte & mål

Syftet med arbetet är att öka insikten om vilka möjligheter och begränsningar som kan finnas med flytande våtmarker, både för egen och för VA Syds räkning.

Utifrån litteraturstudier, analys av befintliga flytande våtmarksanordningar samt modellerade föroreningshalter som tillhandahållits av VA Syd, är målet i detta arbete att kunna ge råd och exempel för utformning av en eller flera flytande våtmarker som skulle kunna rena vattnet i Malmös kanaler.

Frågeställningarna som ställts för detta arbete är: Vilken renande effekt kan flytande våtmarker ha och hur kan de utformas för att även få ett rekreativt värde? Vilka erfarenheter och driftrelaterade frågor går att dra lärdomar av från befintliga anordningar? Hur skiljer sig den praktiska skötseln från den teoretiska? Var, i kanalerna, bör de flytandevåtmarkerna placeras?

1.2. Avgränsning

Arbetets fokus är att undersöka vilken reningseffekt man kan förvänta sig av flytande våtmarker, vad som påverkar reningseffekten och vilken vegetation på de

flytande våtmarkerna som lämpas för rening av, samt rekreativa upplevelser i, Malmös kanaler. Själva konstruktionen och val av dess material undersöks inte, då detta ämne bedöms ligga utom ramen för utbildningen. Inte heller kommer val av upptagningsmetod för kanalernas sediment att undersökas inom detta arbete.

1.3. Material & metod

Information om flytande våtmarkers reningsförmåga samt driftrelaterade erfarenheter har inhämtats genom litteraturstudier och genom samtal och mailkorrespondens med yrkesfolk med praktisk erfarenhet av flytande våtmarker. För att ta reda på hur flytande våtmarker sköts och klarar sig i fält har underlag från Veg Tech och Urban Green tagits emot, som visar var deras produkter hamnat samt när de levererades. Underlaget berör projekt i Skåne-trakten, då detta bedömdes vara lämpliga referensobjekt utifrån ett Malmö-perspektiv. Framförallt har underlaget från Veg Tech varit behjälpligt, då leverans-år och -datum, typ av vegetationssammansättning som använts, samt leveransadress och ansvarig person inom projektet framgått. Ytterligare en kontakt, i Täby, erhöles av Ebba Waernbaum på VA Syd. De personer som utifrån detta underlag har kontaktats och som har återkommit med svar gällande upplevelser, skötsel aspekter och annan information, är verksamma inom Malmö Stad, NSVA (Nordvästra Skånes Vatten & Avlopp), Svedala kommun, Skurups kommun, Helsingborgs kommun, Täby kommun och Lomma kommun. Genom telefonsamtal och/eller mail har samtal förts kring i huvudsak skötsel och drift. Samtalen har lagts upp som semi-strukturerade intervjuer, vilket innebär att ett underlag på fem frågor funnits till hands, men samtalet har varit fritt och frågeunderlaget har snarare fungerat mer som en checklista under samtalets gång.

Det intervjumaterial som tagits med i arbetet har på något sätt antingen besvarat de frågeställningar som legat till grund för samtalen, tillhandahållit ytterligare aspekter som från början inte varit beaktade eller har på annat sätt setts som insiktsfull eller oförutsedd information i relation till ämnet. Intervjuer har inte transkriberats, däremot har samtliga muntliga källor i arbetet fått ta del av det sammanskrivna arbetsmaterialet för sin respektive del via mail för att kunna godkänna att det stämmer överens med vad som åsyftats. Varje person har därigenom fått antingen godkänna texten eller återkomma med önskade justeringar. Efter omskrivning har de fått läsa igenom texten på nytt. Personerna har inte anonymiserats, dels för att styrka trovärdigheten för kunnsighet inom sina områden, dels för att enkelt kunna återgå till dessa som källor vid eventuella frågor, följdfrågor eller tvivelaktigheter. Frågorna som legat till grund för temana i samtalen är följande:

1. Vilket var syftet för implementering av flytande våtmarker (reningseffekt, rent estetiskt eller kanske en kombination - ev. av annat?)?
2. Hur kom ni fram till att det var just ett visst antal kvm flytande våtmark som var aktuellt för just ert projekt?
3. Har det gjorts någon mätning på vattnets föroreningshalt före/efter implementeringen av de flytande våtmarkerna och vad visade i så fall dessa mätningar?
4. Vilka växter används på de flytande våtmarkerna? Har det märkts någon skillnad på överlevnad/etablering bland dessa och vilka har i så fall klarat sig bäst/vilka har ni behövt komplettera av mest?
5. Avseende drift och skötsel: Hur ser din avdelnings arbete med detta ut idag?

Vad har gått som ni förväntat er och vad har ni förändrat gällande skötsel och underhåll? Vilken tidpunkt på året behöver ni göra/utföra vad och hur mycket arbetstid beräknas för olika moment?

Har ni något skydd för fåglar (risk för eventuellt bete/slitage på vegetationen) och vilken är din erfarenhet och syn på denna aspekt, i så fall?

För litteratursökningen har material sökts framförallt genom SLU:s biblioteksdatas Primo, som i sin tur har hänvisat till databaser såsom Elsevier och Taylor & Francis. Sökord som använts har varit: *floating wetland** och *floating treatment wetland**, vilket gav 16 586 respektive 7506 träffar, varav nästan samtliga var tillgängliga online, ett kriterium som personligen var önskvärt under arbetet på grund av den pågående corona-pandemin. Majoriteten av dessa var dessutom vetenskapligt granskade.

Wetland ELLER *floating wetland** gav 286 871 träffar i Primo. Majoriteten av dessa var tillgängliga online och en mycket stor del av träffarna var vetenskapligt granskade, vilket sammantaget utgjorde en omöjlighet för att kunna gå igenom allt material. I syfte att försöka finna så aktuella och uppdaterade undersökningar och sammanställningar som möjligt, har inte litteratur daterad före 2010 eftersökts. Med detta sökkriterium applicerat gav ovan tre först nämnda sökord och - sammansättningar respektive 9985, 4608 samt 206 164 träffar. Att en stor del av

dess resultat inte citeras i detta arbete är därför inte en bedömning av kvaliteten hos dessa. Utöver vetenskapliga artiklar har två studentarbeten från SLU om flytande våtmarker undersökts. Att hitta relevant litteratur som behandlar både *floating wetland** i kombination med (OCH) *sea* eller *ocean* (då Malmös kanaler bedöms innehålla bräckt vatten) visade sig tvärtom vara mycket svårt att hitta i överhuvudtaget. Den litteratur som valts ut och använts i arbetet har behandlat antingen någon form av kunskapssammanställning om reningseffekt, reningsparametrar och information om flytande våtmarker, eller utgjort undersökningar av flytande våtmarkers reduktionskapacitet för olika ämnen.

2. Resultat

2.1. Incitament för vattenvårdsarbete

I takt med klimatförändringar och ökad urbanisering, större andel hårdgjorda ytor, kraftigare regn och föroreningar, ställs allt högre krav på samhället (Schück & Greger, 2019b). EU:s Ramdirektiv för vatten, även kallat Vattendirektivet, är en överenskommelse och ett gemensamt regelverk från år 2000 för att skapa lika förvaltning av medlemsländernas vatten (Vattenmyndigheterna, 2021). Överenskommelsen innebär att alla vatten måste uppnå god ekologisk, hydrogeologisk och kemisk status för 1) människors hälsa, 2) att säkerställa vattentillgång samt 3) att ha naturliga ekosystem och hög biodiversitet¹. Vattendirektivets syfte är att säkerställa kommande generationers tillgång på vatten av god kvalitet och i tillräcklig mängd.

Svenska regeringen införde år 2004 Vattenförvaltningsförordningen, vilken numera är en del inom svensk lagstiftning som behandlar EU:s Vattendirektiv (Vattenmyndigheterna, 2021). Sverige är uppdelat i fem vattenmyndigheter, med fem länsstyrelser som agerar för varsitt distrikt som omfattas av flera län. Länsstyrelserna har ansvar för bl.a. bedömning av hur länets vatten mår samt för handlingsförslag för att förbättra statusen (Länsstyrelsen Skåne, 2021).

2.1.1. Malmös kanaler

Malmös kanaler innehåller bräckt vatten (Delshammar & Johansson, 2021; Malmö Stad, 2014) och utgör totalt en drygt 4 km lång sträcka i vilken 800 miljoner liter vatten rinner (Malmö Stad, 2014). Den totala kanalytan har uppmätts vara 322 160 m² (Granberg, 2019). På uppdrag av VA Syd har företaget StormTac tagit fram en rapport med modellerade föroreningshalter för olika delområden i Malmö. I rapporten redovisas inte belastning från kombinerade ledningssystem, då man menar att detta vatten leds till och renas i avloppsreningsverk och därmed inte belastar recipienten. Reningsverkens belastning ut till recipient redovisas separat i miljörapporter (Wahlsten & Larm, 2021). Å andra sidan beskrivs i ett äldre dokument att orenat avloppsvatten breddas ut till kanalerna ca 50 gånger/år (Malmö

¹ Per Nyström, Ekoll, gästföreläsare SLU, föreläsning 2021-09-07

Stad, 2014), vilket försvårar avgörandet i detta arbete ifall de kombinerade systemen påverkar vattenkvaliteten i kanalerna eller ej. De ämnen som StormTac har mest underlag att göra sin föroreningsmodell utifrån utgör tillsammans en lista på tolv ämnen för Malmö. Dessa inkluderar fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), suspenderad substans (SS) (nedan: *suspenderade partiklar*), oljeindex (olja) och benso(a)pyren (BaP). Utöver dessa ämnen är även fluoranten (FLUO) beräknats, då detta ämne är särskilt prioriterat inom Vattendirektivet (Wahlsten & Larm, 2021). De beräknade föroreningshalterna visas i figur 1 och 2.

Kanaler är inte en vattenförekomst enligt Vattendirektivet och därför finns inga riktvärden i enlighet med Vattendirektivet för denna typ av vatten (Waernbaum, 2021; Nyström, 2021a). På grund av att Malmös kanaler är förbundet med havet (Öresund) bör det ändå vara värdefullt att minska halten föroreningar så mycket som möjligt. Detta, dels för att tungmetaller ackumuleras ju högre i näringskedjan de når, dels för att det finns värden av att kunna använda havsområdet till havsbad, fiske, m.m. En potentiellt möjlig metod för att förbättra vattenkvaliteten är med hjälp av implementering av flytande våtmarker, något som i detta arbete har önskats att undersöka den potentiella effekten av. I tabell 1 visas för jämförelses skull de högsta tillåtna koncentrationerna för att så kallade övriga ytvatten ska bli godkända ur kemisk aspekt.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	Olja	BaP	FLUO
Barnviken	45	6 400	1,9	4,7	9,0	0,10	0,75	0,80	18 000	200	0,0098	0,10
Bunkeflodiket	150	2 100	9,7	18	69	0,37	4,6	4,9	64 000	550	0,034	0,073
Bunkeflodstrand	150	1 400	7,5	16	56	0,35	3,9	4,7	38 000	350	0,030	0,037
Frihamnen	260	1 800	25	39	240	1,3	12	15	86 000	2100	0,13	0,17
Gessiediket	150	3 500	6,7	12	22	0,11	2,2	1,5	91 000	180	0,0079	0,052
Kanalerna	190	1 600	17	25	97	0,57	6,8	7,1	73 000	720	0,050	0,076

Figur 1 - Modellerade föroreningshalter angivna i $\mu\text{g/L}$ för Malmös kanaler. Bild: Wahlsten & Larm (2021). Figuren har modifierats suddig för att markera aktuell information. Modifierad av: Elin Alvbåge

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	SS	Olja	BaP	FLUO
Barnviken	36	5 100	1,5	3,7	7,1	0,08	0,59	0,63	14 000	160	0,0077	0,081
Bunkeflodiket	400	5 500	26	47	180	0,97	12	13	170 000	1400	0,090	0,19
Bunkeflodstrand	120	1 100	6,0	13	44	0,28	3,1	3,7	30 000	270	0,024	0,029
Frihamnen	91	610	8,8	14	83	0,44	4,2	5,1	30 000	720	0,044	0,060
Gessiediket	160	3 700	7,1	12	23	0,12	2,4	1,6	96 000	200	0,0084	0,051
Kanalerna	1300	10 000	110	170	640	3,7	45	47	480 000	4700	0,33	0,50

Figur 2 - Modellerade föroreningshalter angivna i kg/år för Malmös kanaler. Bild: Wahlsten & Larm (2021). Figuren har modifierats suddig för att markera aktuell information. Modifierad av: Elin Alvbåge

Tabell 1 - Gränsvärden för maximal tillåten koncentration. Tabell baserad på HVMFS 2019:25 (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Värdena avser totala koncentrationer i vattenprovet. * = Värdena avser koncentration av löst ämne. ** = Värdena avser årsmedelvärde.

	Pb*	Cu**	Zn**	Cd*	Cr**	Ni*	BaP	FLUO
µg/L	14	0,5	5,5	≤0,45- 1,5	3,4	34	0,027	0,12

Som här kan jämföras ligger både bly-, koppar-, zink-, krom- och benso(a)pyrenhalten för högt i förhållande till maximalt tillåtna halter. Kadmiumhalten beror på i vilken vattenhårdhetsklass den mäts i.

2.2. Flytande våtmarker

2.2.1. Flytande våtmarker

Dagvattensystem såsom fördröjningsmagasin och dagvattendammar har blivit ett allt vanligare inslag i våra samhällen bl.a. till följd av ökad avrinning från hårdgjorda ytor och allt mer intensiva regn. Utöver att kunna ta hand om eller fördröja vattenvolym, kan de långsamt flödande vattenmassorna avskiljas från partikulära föroreningar som sköljs med vattnet från ytor i intilliggande tillrinningsområden. De största och tyngsta partiklarna avsätts först och närmast inloppet då vattenflödet inte ”orkar” föra med sig dem längre, medan de minsta partiklarna kan färdas en mycket längre sträcka innan vattenflödets hastighet är såpass låg att även dessa faller till botten. Detta förlopp kallas *sedimentering* och innebär att partiklar ansamlas på botten av vattenanläggningen. Headley & Tanner (2012) påpekar att trots att dessa typer av vattenanläggningar har god förmåga att kunna sedimentera stora andelar partikulära föroreningar, finns en viss begränsning i hur effektivt de kan rena vatten från de allra finaste partiklarna samt lösta ämnen (Headley & Tanner, 2012; Borne et al, 2013).

En flytande våtmark (figur 3) består av en flytande, porös konstruktion samt (våtmarks-) växter som växer ovanpå denna, ofta antingen som örtpluggplantor eller ”strandmatta” (företablerade växter som placeras och växer i en kokosväv). Stjälkar och blad håller sig framförallt ovan vattenytan och rotsystem hänger ner i vattnet under flytkonstruktionen. Den flytande våtmarken förankras med hjälp av exempelvis en kätting eller vajer i en tyngd som placeras på botten i det vatten som är aktuellt, t.ex. en dagvattenanläggning eller damm (Veg Tech, 2021a; Urban Green, 2021). Kättingen ska vara tillräckligt lång för att den flytande våtmarken ska kunna följa en fluktuerande vattennivå. Flytkonstruktionens material kan bl.a. bestå av PET-flaskor eller annat plastmaterial (Borne et al, 2013; Veg Tech, 2021a). Det finns även andra former av flytande våtmark. Exempelvis kan enskilda plantor

placeras ut i behållare som hålls uppe av en upphöjd lina ovanför vattenytan. Denna variant har dock en begränsning i samband med fluktuerande vattennivåer (Headley & Tanner, 2012) och kommer inte att undersökas vidare i detta arbete.



Figur 3 - Flytande våtmarker i Lomma. Bilder tagna i september 2021 (övre) respektive januari 2022 (undre). Foton: Elin Alvbåge

Headley & Tanner (2012) beskriver flytande våtmarker som en hybrid mellan damm och våtmark, men som tolererar de fluktuerande vattendjup som kan finnas inom dagvattenhanteringsanläggningar, där istället de växter som används riskerar drunkning på botten eller vid strandzonen vid ändrade vattendjup. Ytterligare en skillnad mellan bottenlevande- och flytande våtmarksväxter är att växterna på den flytande våtmarken kan absorbera näringsämnen direkt från det förorenade vattnet,

till skillnad från de växter som har sina rötter spridda i bottensubstrat (Headley & Tanner, 2012).

Plast, som är vanligt förekommande i den flytande våtmarkens konstruktion, bryts ner av solljus, varför det är viktigt att se till att täckningsgraden av vegetation är god (Schück & Greger, 2019b). Detta arbete kommer inte att vidare utreda vilka material som lämpar sig bäst för den flytande våtmarkens konstruktion, men det är ett ämne som tåls att undersökas vidare för att minska risken för ytterligare negativ påverkan av vattnets föroreningshalt. Schück & Greger (2019b) nämner dock vikten av att den flytande konstruktionen bör vara porös eller ha tillräckligt substrat för att växternas rötter ska kunna förankra växterna tillräckligt, samt vikten av kontinuerlig kontakt mellan växternas rötter och det vatten den flytande våtmarken ligger i. Av denna anledning får inte flytkonstruktionen ligga för högt i vattnet, då detta kan medföra risk för uttorkning av växterna.

I en studie på flytande våtmarkers renande effekt, märktes att växterna på de flytande våtmarkerna sakteligen började dö under en av de påföljande somrarna efter anläggning och detta var troligtvis en effekt till följd av deoxygenering (det vill säga att syre försvinner från vattnet) precis under de flytande våtmarkerna (Borne et al, 2013). Anaeroba förhållanden under de flytande våtmarkerna medför att växternas cellandning inte kan fortgå, då växter behöver syre för att bryta ner kolhydrater, protein och fetter till energi. Inom hydroponisk odling tillämpas luftning av vattnet som plantorna odlas i, det vill säga att man med en slags luftpump förser vattnet med syre, eftersom att växterna dels behöver både detta samt näring för att växa, dels behöver rötterna syre för att inte drunkna och plantan följaktligen dö. Headley & Tanner (2012) beskriver fenomenet som att flytkonstruktionen utgör en barriär för dels syrgasutbyte vid vattenytan, dels vindbaserad luftning (det vill säga att vinden kan störa vattenytan och fösa syret i vattnet) och dels begränsar fotosyntes från primärproduktion (alltså skuggar ut möjlig plats för alger att fotosyntetisera). Det lösta syret under flytkonstruktionen minskar oavsett om det finns växter eller ej, men syrehalten under flytande våtmarker med växter minskar mer än motsvarigheten utan växter på grund av syrekrävande processer hos växternas rötter (Headley & Tanner, 2012). Sammantaget skulle detta kunna innebära att flytande våtmarkers växter klarar sig bättre i strömmande vatten än i stillastående, då ett strömmande vatten kontinuerligt skulle kunna tillföra nytt syre till platsen.

Användning av flytande våtmarker i vatten med höga koncentrationer av både näringsämnen eller föroreningar kan vara giftigt för växterna och påverka bl.a. förmågan att fotosyntetisera, vilket omöjliggör brukbarheten för växter i dessa sammanhang (Kumwimba, 2021). Om växterna inte kan fotosyntetisera kan de inte heller överleva och följaktligen kan inga processer i den flytande våtmarken, som

beror på växternas funktion, fortgå. Det står dock inte vilka koncentrationshalter detta är att tala om.

2.2.2. Reningsparametrar och -processer

Övergripande parametrar och processer

Resultat från mätningar av flytande våtmarkers renande effekt på suspenderade partiklar, alltså partiklar som är större än 45 µm, samt olika föroreningar visar att de kan ha en betydande reduceringseffekt på det vatten som löper vidare till recipient (Borne et al, 2013; Headley & Tanner, 2012).

Ett flertal parametrar kan påverka effekten av flytande våtmarker. Dessa inkluderar temperatur (Borne et al, 2013; Bärg, 2013; Kumwimba et al, 2021), placering av den flytande våtmarken (Bärg, 2013; Blecken, 2016), föroreningskoncentration i vattnet (Schück & Greger, 2019a; Headley & Tanner, 2012), växternas morfologiska egenskaper (Schück & Greger, 2019b) och mängden finrötter (Schück & Greger, 2019a). Dessa aspekter förklaras mer nedan. Blecken (2016) påpekar även avsaknaden av forskningsresultat från svenskt klimat samt långtidsstudier på flytande våtmarkers effekt. Några få studier för svenskt klimat eller motsvarande har dock publicerats senare än Bleckens (2016) rapport. Kvarstår gör dock fortfarande det faktum att studier för motsvarande svenskt klimat verkar utgöra en mycket liten andel av de studier som rör flytande våtmarker, samt att det övergripande handlar om fältstudier med relativt kort provtid.

Flytande våtmarkers förmåga att rena vatten kan sammanfattas som tre olika processer; kemiska, fysikaliska och biologiska (Granberg, 2019; Headley & Tanner, 2012). De kemiska processerna innefattar bl.a. utfällning av tungmetaller, de fysikaliska bl.a. den flödesreduktion som uppstår när vattnet passerar genom rotsystemet och därmed bidrar till en ökad sedimentering och de biologiska processerna innefattar bl.a. nitrifikation, denitrifikation, respiration och andra processer som bidrar till en minskad föroreningshalt i vattnet (Granberg, 2019). Blecken (2016) förklarar på liknande sätt flytande våtmarkers reningsfunktion genom dels näringsupptag hos växterna, dels genom mikrobiologisk aktivitet, dels ökad sorption till organiskt material samt utfällning.

Denitrifikation sker vid syrefattiga förhållanden, som exempelvis kan finnas närmast botten i vattenanläggningar, samt under (innanför) biofilmen på vattenvegetation (Nyström, 2021b). Trots att båda dessa är viktiga platser för processkeendet, sker denitrifikation till särskilt stor grad bland biofilmen på rotsystemen. Biofilmen beskrivs som en klistrig massa av mikroorganismer,

vattenlevande mikrober, som kan bidra till nedbrytningen och upptag av vissa partiklar och ämnen (Bärg, 2013; Granberg, 2019).

Att flytande våtmarkers vegetation inte är beroende av ett visst vattendjup framställs som en fördel för de flytande våtmarkerna. Säkerställandet av ett tillräckligt vattendjup, alternativt att underhålla rotlängden som hänger ner i vattnet, krävs dock för att rötterna inte ska förankra sig i botten – gärna ett djup på minst 0,8–1 m (Headley & Tanner, 2012) eller 0,6–1,5 m (Bärg, 2013). Detta, för att den flytande våtmarken inte ska bli förbunden med ett visst djup och därmed riskera att översvämmas vid fluktuerande vattennivåer. Vattendjupet i Malmös kanaler är 1,6–3,6 m (Malmö Stad, 2014). Det är å andra sidan även viktigt att ha i åtanke att ju djupare vattenpelaren är, desto mindre andel vatten passerar genom rotsystemen. Utifrån denna aspekt rekommenderas istället ett vattendjup på 0,57–0,87 m, baserat på undersökta rotsystems längder. Här understryks dock att vidare undersökningar gällande förhållandet mellan vattendjup, rotutvecklingsdjup och upptagningseffektivitet är nödvändigt (Headley & Tanner, 2012).

Temperatur

Gällande temperatur som faktor för gynnande eller begränsning av näringsupptag finns olika slutsatser. Enligt Borne et al (2013) finns en viss antydning att sorption av zink ökar i takt med vattentemperaturen under årets varma månader. I deras studie gällde detta både för kontrolldammen utan flytande våtmarker likväl som för dammen med. Däremot reducerades zinkhalten något mer i dammen innehållandes flytande våtmarker. Bärg (2013) kom också fram till att reningseffekten förändrades beroende på årstid, om än knappt några väsentliga skillnader. Reningseffekten bedömdes vara störst vid en vattentemperatur mellan 5–15°C och avtog vid högre eller lägre temperaturer än dessa – något sämre effekt vid temperaturer över 15°C än under 5°C. Det nämns ej för vilka ämnen detta gäller, men att det, till skillnad från övriga ämnen, tas upp mer mangan och bly under det kallare halvåret (Bärg, 2013).

Den stora andel tester som gjorts i subtropiska klimat (t.ex. Australien) skulle kunna utgöra missvisande resultat i syfte för användning av flytande våtmarker i svenskt eller nordeuropeiskt (tempererat) klimat, då en kortare tillväxtperiod som förekommer här, skulle kunna medföra ett lägre näringsupptag (Blecken, 2016; Kumwimba et al, 2021). Fältstudien av Choudhury et al (2019) visade trots detta att flytande våtmarker effektivt kan reducera kväve i kalla klimat. Den troliga anledningen till resultatet tordes vara att växtvalet i studien utgjordes av lokalt förekommande arter, vilket hade resulterat i framgångsrikt etablerade och överlevande växter i försöket. Två av de sex arterna (*Comarum palustre* och *Filipendula ulmaria* Maxim) som använts visade resultat som motsvarar

konventionellt förekommande växtval för flytande våtmarker, såsom *Typha* spp. och *Phragmites australis*. Uppmätt kväveackumulering i vegetationen för de två sistnämnda arterna, angivet i mg/m²/dag har visat sig vara: 13,2–44 mg respektive 27,1–65 mg. I sammanställningen över konventionellt förekommande arter framgick däremot arter som uppmätt betydligt högre ackumulering av kväve: *Iris pseudocorus*: 161,3–204,4 mg; *Juncus effusus*: 71–390 mg; *Canna flaccida*: 220 mg samt *Carex stricta*: 168,1 mg/m²/dag. Många av jämförelseresultaten kommer dock från studier gjorda i fuktigt subtropiskt klimat, vilket inkluderar områden såsom Australien, Kalifornien, Sydafrika, Medelhavet, m.fl., det vill säga områden med klimatförutsättningar som skiljer sig mot svenska förhållanden.

Kumwimba et al (2021) skriver i en studie på flytande våtmarker i samband med låga temperaturer att det visat sig ske en betydligt högre reduktion av ämnen vid 22°C och 35°C än vid 10°C men även att reningseffekten från flytande våtmarker sker cykliskt under årets lopp samt att effekten från växter och mikrober är högre vid temperaturer under 15°C än över 20°C. Den optimala temperaturen för nitrifikation har påvisats kunna vara mellan 25–35°C. Sammantaget fastställs att denitrifikation- och nitrifikationsprocesserna avtar med kallare temperaturer (Kumwimba et al, 2021), dock nämns inte vilken, eller om någon specifik, temperatur ska ses som en särskild gräns för prestanda, eller om effekten avtar helt. Inte heller står det om temperaturen gäller för vattnet eller luften, men troligtvis är det lufttemperaturen som diskuteras, då olika klimat behandlas i stycket, där temperaturskillnader mellan olika världsdelar och andra studier tas upp.

Kumwimba et al (2021) skriver också att det finns en viss skepsis kring användandet av flytande våtmarker i sammanhang där årstidsväxlingar innebär kraftigt förändrade temperaturer. Användandet har ifrågasatts på grund av den åsyftade försvagade förmågan för växtupptag och mikrobiella processer, såsom nitrifikation och denitrifikation, som förknippas med växlande årstider och i synnerhet låga temperaturer. Reningseffekten inte bara minskar vid kalla väderförhållanden – vissna eller döda växtdelar kan även bidra till återföring av lösta ämnen till vattnet.

Sammanfattningsvis menar Kumwimba et al (2021) att mikrober och många av växterna som används inom flytande våtmarker utgör en viktig roll för att reducera olika ämnen i förorenat vatten, men att aktiviteten och tillväxtmöjligheten begränsas vid kalla temperaturer. Av de två ämnena kväve och fosfor menades att kvävereduktionen avtar mer på grund av kalla temperaturer än fosforreduktionen, som snarare kvarstod mer oförändrad.

Kort sagt verkar det som att många av de uppmätta reduktionsresultat som gjorts skulle kunna vara överdrivna i jämförelse med svenskt klimat. Dock har det inte

framgått ifall föroreningsreduceringen avtar helt i samband med vissa temperaturer, inte heller hur stor skillnad i reningseffekt som skulle kunna förväntas beroende på temperatur eller årstidsväxlingar. I litteraturen har å ena sidan framhävts att temperaturer mellan 5–15°C utgör de bästa förutsättningarna för mikrobiell rening och total reningseffektivitet. Å andra sidan har 22–35°C också angivits som att ge en betydligt högre reningseffekt än vad 10°C gör. I testet av Choudhury et al (2019) verkar en lokal proveniens ha varit en nyckelaspekt för lyckade testresultat, vilket skulle kunna återspegla att valet av arter och dess reningseffekt beror på kontext för användningen.

Reduktion av föroreningshalter

Växterna i en flytande våtmark tar upp en del av föroreningarna via sina rötter och dessa ackumuleras sedan i växtens olika delar. Flytande våtmarkers reduktion av suspenderade partiklar sker dels tack vare att rotsystemen sänker flödes hastigheten för det vatten som passerar genom rotsystemet, vilket bidrar till sedimentation. Dels sker reduktionen tack vare att suspenderade partiklar fastnar i biofilmen på rötterna (Headley & Tanner, 2012; Schück & Greger, 2019b). Av dessa anledningar föreslår Headley & Tanner (2012) att just rotutvecklingen är av betydelse vid utformning av en flytande våtmark för renande effekt.

Kvävehalten reduceras, utöver genom denitrifikation, också genom upptag av växter (Choudhury et al, 2019). Alltför låga halter löst syre i vattnet kan dock hindra ammonium, vilket kan vara skadligt för många vattenlevande organismer, från att ombildas till nitrat. Nitrat, till skillnad från ammonium, är växttillgänglig näring (Nyström, 2021b). För att säkerställa syretillförseln används ibland luftningssystem i samband med att flytande våtmarker nyttjas, då det inte är önskvärt att ammoniumet leds vidare till en recipient nedströms (Headley & Tanner, 2012).

Syretillförsel i vattnet kan även potentiellt stödja rotutvecklingen under de flytande våtmarkerna. Luftningssystem kan dock medföra ökad turbulens och därmed hindra sedimentationsprocessen samt resuspendera sedimenterade föroreningar (Headley & Tanner, 2012). Utöver kväve, påverkar syre dessutom metallers löslighet och rottillgänglighet i det omgivande vattnet (Schück & Greger, 2019b), vilket betyder att syretillgång i vissa aspekter blir en resurs för de flytande våtmarkerna.

De mekanismer inom flytande våtmarker som påverkar kvävereduktionen inkluderar alltså växtupptag, ammonifikation, nitrifikation, denitrifikation, mikrobiell absorbering m.m. Framförallt är det de mikrobiella aktiviteterna nitrifikation och denitrifikation, som beskrivits i viss mån tidigare, som ger upphov till kvävereduktionen (Kumwimba et al, 2021) och att det alltså är i biofilmen detta

sker. Även Choudhury et al (2019) kom i sitt försök fram till att den huvudsakliga reduktionen av kväve sker genom denitrifikation bland rotsystemets biofilm.

Det finns en tendens att flytande våtmarker har en förmåga att ta upp högre andel näring, ju högre koncentrationen är i vattnet (Schück & Greger, 2019a; Headley & Tanner, 2012). Att flytande våtmarker skulle vara betydligt mer effektiva för reduktion av föroreningar än t.ex. våtmarker eller dagvattendammar, är dock en slutsats som ej bör dras alltför snabbt. Detta då antalet studier på flytande våtmarker är förhållandevis litet samt att majoriteten av data kommer från korta och småskaliga försök, vilket riskerar att medföra en allt för hög värdering av resultaten från dessa (Headley & Tanner, 2012). Borne et al (2013) instämmer i behovet att genomföra fullskaliga tester, då de mött motstridiga resultat som exempelvis, å ena sidan, visat på 65–75 % avlägsnande av koppar och 40 % av zink, medan de å andra sidan också har sett ett test som inte uppvisade någon påverkan alls av flytande våtmarker (Borne et al, 2013).

I studien av Headley & Tanner (2012) inkluderades inte data från aktivt luftade flytande våtmarker. Anledningen till detta menades vara att intresset för studien var att undersöka vilken inneboende reningskapacitet s.k. ”passiva” flytande våtmarker (som alltså inte har ett luftningssystem) har och att aktivt luftade flytande våtmarker generellt uppnår en högre grad av föroreningsupptag av framförallt syrekrävande ämnen (Headley & Tanner, 2012). Enligt Spangler et al (2019) hade en damm med flytande våtmarker minskat i löst syrehalt i vattnet, jämfört med en damm utan flytande våtmarker och därigenom gynnades denitrifikationsprocesser som kompletterar växtupptaget av kväve.

Kumwimba et al (2021) hade sett testresultat där högre reningsgrad uppnåtts i vatten med oluftade flytande våtmarker, än motsvarande med luftningssystem. Dock har andra tester visat att luftade flytande våtmarker kan rena vattenpelaren på kortare tid, än de flytande våtmarkerna utan luftning eller vattencirkulering.

Ju längre från källan löst metall förs, desto lägre blir halten löst metall, framförallt genom att det adsorberar till suspenderade partiklar. Således blir en viktig del i arbetet med reningen av metallförorenade vatten att bli av med suspenderade partiklar, vilket med stor sannolikhet fångas in i biofilmen på de rotsystem som hänger ner från flytande våtmarker. När partiklarna allteftersom klumpas samman, *mineraliseras*, blir de tyngre, lossnar och sedimenterar på botten nedanför de flytande våtmarkerna (Headley & Tanner, 2012). Schück & Greger (2019b) instämmer i resonemanget om att det är viktigt att säkerställa utvecklingen av en stor rotbiomassa. I metallförorenade vatten gäller detta framförallt utvecklingen av finrötter, då det är dessa som tar upp metaller (Schück & Greger, 2019b).

Borne et al (2013) beskriver att test som genomförts på kväve- och fosforreduktionen hos flytande våtmarker visat goda resultat för halter mellan 6–230 mg/L och 0,5–30 mg/L för respektive totalt kväve och totalt fosfor, det vill säga partikulärt och löst ämne sammanräknat. De säger dock att dessa halter är högt räknade sett till typiska dagvattenhalter som istället sägs ligga mellan 0,75–2,37 mg/L respektive 0,11–0,36 mg/L för totalt kväve och totalt fosfor (Borne et al, 2013). Jämförs detta med de halter som beskrivs i den tidigare nämnda föroreningsberäkningen för Malmös kanaler (1,6 respektive 0,19 mg/L för kväve och fosfor) bör halterna i Malmös kanaler kunna bedömas som normalt förekommande inom spannet för dagvattenföroreningar. Schück & Greger (2019b) beskriver att flytande våtmarker till stor del använts i vatten i varmare klimat i syfte att rena framförallt kväve och fosfor, men att de har potential att vara en kostnadseffektiv metod för att reducera tungmetall- och kloridhalter i Sverige. De nämner dock inte om det ena utesluts av det andra i svenskt sammanhang.

I ett annat test uppmättes skillnad mellan två dagvattendammar – en med och en utan flytande våtmarker. Utflödeskoncentrationen av föroreningar i dammen med flytande våtmarker minskade med 41 %, 40 %, 39 % och 16 % för respektive suspenderade partiklar, partikulärt zink, partikulärt koppar och löst koppar. För löst zink var inloppshalten för låg för att kunna särskilja någon effekt från någondera damm. I rapporten jämförs detta resultat med ett annat experiment som påvisat att ett annat växtval (*Cyperus ustulatus*) än den art som användes i testet (*Carex virgata*) har potential att avlägsna löst zink bättre (Borne et al, 2013). Bärge (2013) kom i sin studie fram till följande skillnad i reningsförmåga för dammar med flytande våtmarker jämfört med utan. Härfter anges hur många fler procentandelar som dammen med flytande våtmarker uppnådde, jämfört med dammen utan: 32 % (ammonium), 27 % (totalt kväve), 16 % (fosfor), 20 % (organiska ämnen), 65–75 % (koppar) samt 0–35 % (zink).

Vegetationsegenskaper

Schück & Greger (2019a) skriver att de egenskaper en växt bör ha för hög kväve- och fosforreducering är hög tillväxthastighet samt rotegenskaper såsom långa, stora och trådlika rotsystem. I Headley & Tanners (2012) artikel framställs att det finns en tydlig korrelation mellan bladens biomassa och tungmetallupptag. Detta förklaras med följande anledningar, uppräknade med den mest troliga anledningen först: 1) Hög bladbiomassa förknippas med hög transpiration, vilket gynnar vattenupptaget och därmed det medföljande näringsupptaget. 2) Större bladbiomassa främjar rottillväxten tack vare högre fotosyntesavkastning. 3) Bladen agerar lagringsplats för tungmetallerna och större blad genererar då större lagringskapacitet.

År 2019 genomfördes en studie i Stockholm på 34 svenska våtmarksväxter i ett försök att se vilka karaktärsdrag hos växters morfologi som utgör störst effekt på tungmetallupptag i vatten. Relationen för de olika parametrarna; växternas karaktärsdrag och metallborttagning, gjordes även utifrån provtagningstidpunkt – efter 0,5 och 119 timmars exponering i det tungmetallförorenade vattnet. För resultaten som mättes efter 0,5 timmar fanns antydning till följande drag:

”Cadmium net uptake per fine root biomass was *positively* influenced by aboveground biomass, total biomass, and fine root biomass. Zinc net uptake per fine root biomass was *negatively* influenced by the fine root biomass, leaf biomass, aboveground biomass, and total dry biomass. Copper net uptake per fine root biomass was correlated only with fine root biomass. Lead net uptake per biomass was *positively* influenced by a high fresh:dry biomass ratio but *negatively* influenced by a high fine root:total biomass ratio.” (s.429, Schück & Greger, 2019a).

Efter 0,5 timme verkade alltså samband vara att kadmiumupptaget påverkades positivt av mängden biomassa i både ovanjordiska delar, finrötter och totala mängden biomassa i växten, bly av ett högt förhållande mellan färsk och torkad biomassa och kopparupptaget av mängden biomassa som utgjordes av finrötter. Däremot påverkades zinkupptaget negativt av både mängden biomassa i finrötter, blad, ovanjordiska delar och totala mängden biomassa i plantan. Författarna förklarar skillnader i reduktionen av metallhalterna delvis, genom att bly och koppar har en kort retentionstid och både sedimenterar samt adsorberar till ytor snabbare än både zink och kadmium (Schück & Greger, 2019b). Därför är det svårt att dra en generell slutsats gällande vilka karaktärsdrag hos växterna som faktiskt utgjorde en skillnad efter 0,5 timme, eftersom bl.a. mediet vattnet befann sig i också tycks ha påverkat halten metaller.

Uppmätningarna som gjordes efter 119 timmar visade att de flesta arter hade reducerat metallhalterna nästan helt och antydde dessutom att de största plantorna med mest finrötter begränsades i sitt upptag av tungmetaller allteftersom koncentrationen minskade. För rötterna fanns en tydlig korrelation mellan metallupptag och plantor som hade stora, trådlika rotsystem jämfört med de som hade grövre och enklare rötter, delvis på grund av att finrötterna absorberar ämnen i apoplasten (Schück & Greger, 2019a), som framförallt finns hos unga finrötter vilket bidrar med näringsupptaget, men inte hos äldre, grövre rötter (Leo, 2021).

Studieresultaten av Schück & Greger visar även samband som antyder att bladbiomassa och transpiration korrelerar med reduktion av metaller. Utöver att växternas upptagningsförmåga var större för koppar och bly, än för zink och kadmium, visar testerna att koppar- och blyhalten minskade något oavsett om det fanns växter eller ej i testkärlen. Detta tordes, som tidigare nämnts, bero då att dessa material adsorberar till kärlets väggar. Trots att zink- och kadmiumhalterna nådde en mindre reduktion än de andra metallerna, minskade zink- och kadmiumhalten

inte alls utan växternas förekomst. Sammanfattningsvis förklaras sambanden som att det finns tendenser som visar att större plantor kan lagra mer föroreningar än små och samtidigt bibehålla en låg koncentration av dessa i sin vävnad, samtidigt som att de olika delarna av plantan verkar korrelera till de olika tungmetallupptagen (Schück & Greger, 2019a). Det framgår dock inte tydligt om det är stora kvaliteter eller om det är arter som har förmåga att bli större än andra arter som åsyftas. Spangler et al (2019) kom i sin studie fram till att växternas biomassa korrelerar med den generella reduktionen som utförs av vegetation – alltså ju större biomassa, desto större växtgenererad reduktion av föroreningar.

Fosforupptaget beror bl.a. på typ av vegetation och dess lagringskapacitet, biomassans utvecklingshastighet samt rotstruktur. Möjligheten till kontinuerligt upptag påverkas följaktligen av skörd av biomassan (Kumwimba et al, 2021). Partikulär fosfor sedimenteras tack vare avtagande vattenhastighet (Blecken, 2016; Kumwimba et al, 2021), något som påverkas av rotsystemet under flytande våtmarker, som tidigare nämnts i arbetet. Löst fosfor reduceras tack vare sorption och utgör den större andelen av fosforredueringen (Blecken, 2016).

Det verkar som att olika ämnen påverkas av olika faktorer, såsom syretillgång, fysiskt tillstånd (löst eller suspenderad form) samt löslighet/tillgänglighet och olika arters förmåga att absorbera olika ämnen. För att sammanfatta reningseffektens beroende av morfologiska kvaliteter hos växterna, verkar det som att hög transpiration och stor bladbiomassa samt stora finrotssystem är de egenskaper som utgör de mest troliga egenskaperna att bidra till hög föroreningsreduktion.

Övriga parametrar för påverkan av reningseffekt

Kumwimba et al (2021) tar upp olika tillvägagångssätt för att förbättra effektiviteten hos flytande våtmarker i kalla miljöer. Detta inkluderar bl.a. 1) ”interna” åtgärder, såsom möjlighet till växtupptag och val av växtsubstrat, 2) ”externa” åtgärder, såsom luftning av vattnet och adderande av olika filterenheter samt 3) ”direkt applicerade” åtgärder, såsom hängande biofilmbärare: *”Direct enhancements to the T-FTW components encompass the addition of hanging bio-carriers (e.g. light ceramicsite, semi-soft assembly medium, plastic carrier with periphyton, rice straw, fly ash, suspended fiber fillers) beneath the floating mats of FTW for the promotion of microbial attachment”* (s.6, Kumwimba et al, 2021). Biofilmbäraren tycks alltså utgöras av någon form av hängande stycke som appliceras på eller under den flytande våtmarken. Författarna menar att applicerandet av detta kan möjliggöra dels en ökad biomassa, tack vare en större yta som agerar grogrund för biofilm. Därigenom kan den mikrobiella aktiviteten, som påverkar bl.a. processerna denitrifikation och nitrifikation, ske i ökad grad. Dels kan biofilmbäraren dessutom öka möjligheten för reningseffekt i form av

sedimentation i djupare vattenpelare (Kumwimba et al, 2021). Detta skulle kunna stödja viss reningseffekt av de flytande våtmarkerna under kallare månader och potentiellt dessutom stärka reningseffekterna under årets varmare månader.

För ytterligare säkerställning av vattnets transport genom rotsystemen under de flytande våtmarkerna kan vattenflödet styras med skärmväggar (Schück & Greger, 2019b) – en faktor som inte kommer att utredas mer i detalj inom detta arbete.

En flytande våtmark bör inte placeras nära utlopp till recipient, då mineraliserade partiklar i rötternas biofilm riskerar att föras vidare när de lossnar från rotsystemet (Bärg, 2013). Istället föreslås en placering vid inloppet – gärna på en eller flera platser mittemot inflödet, för att öka möjligheterna för flöde av förorenat vatten genom rotsystemet (Bärg, 2013; Blecken, 2016).

En ytterligare aspekt för arbetet med att förbättra vattenkvaliteten i Malmös kanaler är huruvida borttagning av sedimenterade partiklar på kanalernas botten kan genomföras på ett säkert sätt, utan att resuspendera dessa till vattnet. Headley & Tanner (2012) nämner att tillgängligheten för eventuell användning av maskiner bör säkerställas vid planläggandet av flytande våtmark, genom exempelvis möjligheten att kunna flytta de flytande våtmarkerna ifall nödvändigt. Aspekten för bästa sedimentborttagningsmetod kommer däremot inte att undersökas vidare inom detta arbete.

2.2.3. Växtval för reningseffekt hos flytande våtmarker

Veg Tech listar på sin hemsida växtsammansättningar för olika syften i olika strandmattor, såsom pollinatörgynnande, salttåliga, samt för olika vattendjup (Veg Tech, 2021b). Tidigare, då örtpluggplantor användes tillsammans med den föregående flytkonstruktionen, satte kunden och Veg Tech tillsammans ihop en växtförteckning, vilket gjorde att varje sammansättning blev projektspecifik utifrån kriterier såsom rening, estetik, gynnande av biologisk mångfald, o.s.v. Idag används de färdigodlade strandmattorna och en annan stomme, vilket fortfarande ger möjlighet att göra ett syftesspecifikt växtval, men istället utifrån befintliga sammansättningar för olika syften. De växter som finns i sammansättningarna har under årens lopp valts ut av Veg Tech. Framförallt används starkväxande arter med större näringsbehov, men olika effekter och syften uppnås med olika sammansättningar. Pettersson (2021) menar också att man inte utgått från forskning när växtvalen tagits fram, utan att man tittat på naturliga miljöer där växterna finns. Om någon art visat sig vara för starkväxande gentemot de andra arterna på den aktuella strandmattan och därmed tar över, utvärderar man och tar eventuellt bort den från sammansättningen. Likaså sällas svårframtaga arter ut, då företaget vill kunna producera och leverera växterna. Samtliga arter som används förekommer

naturligt i Sverige och utifrån dessa, inhemska arter, har arter valts ut som ska klara av de flesta nordiska klimat (Pettersson, 2021). I underlaget som tillhandahållits under arbetet har framförallt strandmattor av typ S3 och S6 blivit beställda till flytande våtmarksprojekt (se tabell 2). De flytande våtmarkerna från Veg Techs underlag är placerade i västra delarna av Skåne, från Helsingborg i norr till Skurup i söder. Strandmatta S3 är framtagen som en *”universalmatta med blommande, tåliga arter. Monteras i sumpzon 0–20 cm”* och strandmatta S6 är framtagen för mångfald och beskrivs *”Välkomnar pollinatörer, även för djupare vatten. Monteras i grunt vatten 20–40 cm”* (Veg Tech, 2021c). Den strandmatta som benämns S4, vars syfte framställs som *Vattenrening*, påträffas inte i underlaget över befintliga projekt. Utifrån underlag från Lomma kommun (Olström & Hedlund, 2021) framgick underlag för val av vegetation inför deras projekt och här kunde bl.a. även utläsas ett förslag för sammansättning för bräckt vatten (Veg Tech, 2021d). Bland arterna finns en andel som är valda utifrån estetik, medan vissa beskrivs ha högt näringsupptag. Där framgår det inte om arterna sammantaget är valda utifrån estetisk, biologisk och/eller reningssynpunkt i förhållande till det bräckta vattnet.

Tabell 2 - Typ av vegetationsval i projektunderlaget från Veg Tech. *= Flytkonstruktionen som användes för örtpluggplantor byttes ut för ett par år sedan, vilket naturligt medfört en minskad andel örtpluggplantor i senare sålda projekt.

Typ av vegetationsammansättning	Antal projekt	Leveransår
Strandmattor S3 & S6	2	2019, 2021
Strandmatta S3	2	2018, 2019
Örtpluggplantor *	3	2014, 2015, 2016
Bladvass	1	2016

I Schück & Gregers studie (2019b) fanns en del negativt överraskande resultat gällande växters karaktärsdrag och reningsförmåga. Vissa växter med stor bladbiomassa, som förväntades ha god metallreningsförmåga, visade sig tvärtom ha låg effekt. Detta låg troligtvis i det faktum att dessa växter istället för en hög andel finrötter, hade jordstammar eller grova rötter. Bland dessa arter återfanns bl.a. vass, hampflockel, kavelkun och svärdsilja, som trots allt är vanliga inslag bland vattenreningsanläggningar och som dessutom antyds ha goda förutsättningar för rening i annan litteratur (Choudhury et al, 2019).

En rekommendation som sammanfattar delvis redan nämnda aspekter beskriver att växtvalet bör göras utifrån inhemska arter (Choudhury et al, 2019; Blecken, 2013; Pettersson, 2021) som är anpassade till de förutsättningar som de är tilltänkta att användas i (Blecken, 2013). De växter som sammantaget bedömts utgöra bäst reningseffekt utifrån genomgången litteratur listas nedan i tabell 3.

Tabell 3 - Sammanställning av växter som beskrivits ha god förmåga att rena vatten. Källa för omnämning samt eventuella notiser som angetts om växten finns beskrivet vid respektive växt. * = Växtfamilj

Latinskt namn	Svenskt namn	Källa	Not
<i>Carex acuta</i>	Vasstarr	Veg Tech, 2019d	Hög näringsupptagning, bräckt vatten
<i>Carex pseudocyperus</i>	Slokstarr	Schück & Greger, 2019b	Tuvbildande
<i>Carex riparia</i>	Jättestarr	Schück & Greger, 2019b; ibid 2019a	Sprider sig med utlöpare, extensivt finrotsystem
<i>Carex virgata</i>	-	Schück & Greger, 2019a	Extensivt finrotsystem
<i>Comarum palustre</i>	Kråkklöver	Choudhury et al, 2019	Kväve i kallt klimat
<i>Cyperaceae*</i>	Halvgräsfamiljen	Schück & Greger, 2019a	Extensivt finrotsystem
<i>Cyperus ustulatus</i>	-	Schück & Greger, 2019a	Extensivt finrotsystem
<i>Filipendula ulmaria</i>	Älggräs/Älgört	Choudhury et al, 2019; Veg Tech, 2021c	Kväve i kallt klimat, vattenrening, saltvatten
<i>Glyceria maxima</i>	JätTEGRÖE	Schück & Greger, 2019b	Kan bli invasiv!
<i>Iris pseudacorus</i>	Gul svärdslija	Veg Tech, 2021d; Choudhury et al, 2019	Hög näringsupptagning, bräckt vatten, kväveupptag i kallt klimat
<i>Juncus conglomeratus</i>	Knapptåg	Veg Tech, 2021d	Hög näringsupptagning, bräckt vatten
<i>Juncus effusus</i>	Veketåg	Headley & Tanner, 2012; Schück & Greger, 2019a	Aquaculture wastewater, extensivt finrotsystem
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtåtel	Schück & Greger, 2019b	Trivs på mager, fuktig mark
<i>Poaceae*</i>	Gräsfamiljen	Schück & Greger, 2019a	Extensivt finrotsystem

Latinskt namn	Svenskt namn	Källa	Not
<i>Pycnus nitidus</i>	-	Headley & Tanner, 2012	Utvald i urval p.g.a. den växer naturligt i deltan (Botswana) – bräckt vatten. Formar själv flytande struktur.
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Skogssäv	Schück & Greger, 2019b	Frodigt utseende
<i>Stachys palustris</i>	Knölsyska	Schück & Greger, 2019b	Rosa blommor
<i>Typha latifolia</i>	Bredkaveldun	Headley & Tanner, 2012	Aquaculture wastewater

2.2.4. Skötselåtgärder för renande effekt enligt litteraturen

Som tidigare nämnts finns tendenser att föroreningar återgår till vattnet som lösta ämnen under perioden då det inte är växtsäsong. Ämnen kan frigöras från nedbrytningen av döda växtdelar. Skörd av vegetation rekommenderas som en möjlig åtgärd för att förhindra återföring av sorberade partiklar och för att möjliggöra ett kontinuerligt avlägsnande av föroreningar från vattnet (Blecken, 2016; Spangler et al, 2019; Granberg, 2019; Kumwimba et al, 2021; Schück & Greger, 2019b). Kumwimba et al (2021) beskriver mer specifikt att kontinuiteten av fosforreduktion kan säkerställas genom att skörda biomassa som ackumulerat detta i sina delar. Granberg (2019) framhäver vikten av att inte skörda all ovanjordisk biomassa vid samma tillfälle, för att säkerställa kvävecykelns fortlöpande.

Gällande tidpunkt för skörd av vegetationen råder till viss del delade meningar. Granberg (2019) rekommenderar skörd två gånger per år, helst i juni–juli, för att uppnå störst inverkan för fosfor- och kvävebortförsel från systemet. Kumwimba et al (2021) samt Schück & Greger (2019b) rekommenderar istället att skörd utförs före ”höstens åldrande”. Troligtvis kan det vara tidpunkten före gulnande och vissning av växtdelar som åsyftas. Schück & Greger (2019b) rekommenderar att de växtdelar som ackumulerar föroreningsämnen bör skördas en eller flera gånger per år, beroende på vilka föroreningar den flytande våtmarken används till för att reducera. Tungmetallerna bly och koppar tas upp som exempel på föroreningar som i mycket liten utsträckning transporteras till ovanjordiska delar, utan istället ackumuleras i rotsystemet. Av denna anledning kan skörd av rotbiomassan övervägas (Schück & Greger, 2019b). Kännedomen om rötter och dess reaktion på beskärning i syfte för rotstimulering är dock mycket begränsad i jämförelse med för stimulering av delar ovan mark (Leo, 2021).

Schück & Greger (2019b) rekommenderar att de flytande våtmarkerna etableras under vår eller höst för att minska risken för uttorkning. Att använda större plantkvaliteter (Headley & Tanner, 2012) samt att säkerställa en god etablering är något som rekommenderats som lämpligt (Headley & Tanner, 2012; Schück & Greger, 2019b).

Efter skörd

Skördad flytande våtmarksvegetation bör användas som biobränsle eller på sätt som kan säkerställa säker hantering av eventuell restprodukt som utgörs av aska (Schück & Greger, 2019b). Säker hantering är önskvärt då växtdelarna då kan innehålla en rad olika ämnen. Vid förekomst av giftiga ämnen kan skördat material också användas för tillverkning av biokol (Bärg, 2013). När växtdelar som innehåller kväve och fosfor förmultnar bildas metan, vilket kan användas till biobränsle. De förmultnade resterna skulle även kunna användas som gödning (Granberg, 2019).

2.2.5. Intervjuer med yrkes- och branschverksamma personer

Utifrån kontakt med Veg Tech och Urban Green, två svenska företag som tillverkar och säljer flytande våtmarker, kunde underlag för befintliga flytande våtmarksprojekt tas fram. Underlaget från Veg Tech togs fram för projekt i Skåne. Utöver dessa projekt kontaktades Täby kommun, som har ett av Sveriges tidiga flytande våtmarksprojekt (VA-guiden, 2013). Värt att notera är att Veg Tech för ca två år sedan bytte format på konstruktionen för sina flytande våtmarker, men detta är inte något som tros ha påverkan på växternas funktion i vatten, varför det gjordes bedömningen i detta arbete att se på samtliga projekt utifrån samma förutsättningar. Utifrån underlaget från Veg Tech framkom, som tidigare nämnts, att man tidigare använt örtpluggplantor och senare olika slags ”strandmattor” som vegetation. Anledningen till den minskade förekomsten av örtpluggplantor på senare tid har inget med växternas uppdrivande eller etablering att göra, utan beror på att konstruktionen byttes ut. Den gamla konstruktionen hade nämligen förberedda ”hål” för örtpluggplantorna att placeras i och dessa ”hål” försvann i samband med den nya designen. Idag finns dock fortfarande möjlighet för kunder att komplettera strandmattorna med enskilda örtpluggplantor enligt särskilda önskemål gällande växtinnehåll o.d. (Skytte af Sättra, 2021).

Incitament för etablering

Intervjupersonerna angav olika skäl till att implementera flytande våtmarker. De anledningar som nämndes var: gynnande av biologisk mångfald/pollinatörer, ren estetik/”förgröning” samt rening av det vatten de flytande våtmarkerna befinner sig

i. Inte alla hade rening som anledning och flera projekt såg reningseffekt enbart som en slags potentiell bonus till någon av de andra aspekterna. Enbart Täby uppgav rening som en huvudaspekt för användning.

Vegetationsutveckling

Gällande etablering och eventuell kompletteringsplantering berättade majoriteten av de tillfrågade att ingenting särskilt hade behövts göras. Växterna har klarat sig på egen hand, eller så har naturlig succession gjort så att en växt kunnat ta över om en annan dött bort. Anna Hallengren (2021) på Malmö Stad berättade om ett exempel (utav två i detta arbete) där åtgärd för vegetationen behövts göras, nämligen att man nyligen bytt ut hela den flytande våtmark som är en del av en rekreativ pråmutformning där människor kan gå ut på pråmen. Anledningen till detta var att växterna var mycket slitna, trots nätskydd mot fågel och annat. Nätet var trasigt och slitet, så duvor, änder och råttor slet på vegetationen och pråmen fick på grund av mängden råttor ett öknamn i folkmun. Vegetationen som tidigare använts hade bestått av örtpluggplantor. Även den nya flytande våtmarksanläggningen levererades med örtpluggplantor, dock först i slutet av hösten 2021. Hallengren kände sig därför något osäker på hur väl etableringen skulle fortgå och påpekade att uppstarten kan vara en viktig parameter för etableringen och den fortsatta överlevnaden och tåligheten hos växterna. Hos Lomma kommun – som är det andra exemplet, hade kompletteringsplantering varit aktuellt efter två år, berättade Anna Hedlund och Linnéa Olström. Även här användes örtpluggplantor och de flytande våtmarkerna utgör populära viloplats för fåglar. Efter att den nya vegetationen etablerats och vuxit till sig har inte samma slitage upplevts på växterna (Olström & Hedlund, 2021).

Herman Cassé på Skurups kommun berättade något som inte dykt upp under de övriga samtalen. På några av de flytande våtmarkerna har nämligen bl.a. björk och al spontanetablerat sig och dessa utgör nu små, risartade buskar (Cassé, 2021). Denna vetskap öppnade upp för nyfikenhet kring användning av lignoser i flytande våtmarkssammanhang. Ett antal fuktälskande lignoser trivs i svenskt klimat, såsom klibbal (*Alnus glutinosa*) och litet rödvide (*Salix purpurea* 'Nana'), men detta ämne är inte något som kommer att utredas vidare inom arbetet.

Skötselinsatser

De punkter som tas upp som aktuella skötsel- och tillsynsinsatser enligt flytande våtmarkstillverkaren Veg Tech visas i figur 4. Utifrån samtal med Jörgen Lundberg (2021), säljare och projektledare på Urban Green, finns två skolor gällande skötseln av flytande våtmarksvegetation. Den ena innebär att man slår grönmassan ovan vatten och bränner/komposterar denna. Den andra, och nyare, innebär att man ”slår”

våtfilmen (rötterna) med jämna mellanrum för att stimulera ny rottillväxt. Personligen stod han mellan de två skolorna om vilket som är det bästa alternativet (eller ev. en kombination av båda). Han berättade också att han för 20–25 år sedan antagligen hade sagt att det vore rimligast att skörda grönmassan, men att han idag har en kollega som förespråkar rotbeskärningen och stimulans av rötter under vattnet (Lundberg, 2021).



Rotgardin efter 4 månader.

SKÖTSEL

Tillsyn/Kontroller:

- ✓ Vattenkontakt: för god tillväxt av växterna krävs vattenkontakt.
- ✓ Klippning: sker efter behov (vintern)
- ✓ Stödplantering: kan göras om täckningsgraden är mindre än 95%.
- ✓ Förankring: kontrollera 2 ggr/år. (Inför vintern och efter islossning).

Var uppmärksam på att fåglar kan skada växtligheten.

Figur 4 - Veg Techs skötselförslag för flytande våtmarker. Bild: Veg Tech (2019).

Det underhåll man faktiskt har arbetat med inom ett av NSVA:s projekt är framförallt förankringen av de flytande våtmarkerna. Detta, då man vid tillfälle upplevt att de hade flyttat på sig. Man utredde inte vad som var den exakta orsaken, men åtgärd genomfördes för att flytta tillbaka de flytande våtmarkerna. För att åstadkomma en tillbakaflyttning användes en minigrävare som lyfte tillbaka de flytande våtmarkerna tillsammans med ”ankaret” – betongplintar, till rätt plats. Det är nämligen betongplintarna, menar Olsson (2021) på Nordvästra Skånes Vatten & Avlopp (NSVA), som flyttar sig när det blåser storm. Johan Lind, som arbetar med skötsel i Lomma kommun, berättar att tyngderna som förankrar de flytande våtmarkerna utgörs i Lomma av 70 cm betongplintar. Då de flytande våtmarkerna här har slitit sig verkar det som att de flytande våtmarkernas rörelser på vattenytan kan ha varit faktorn som medför att kättingen lossnar från själva konstruktionen. Vid återplacering av flytande våtmark som slitit sig, förs kättingen genom konstruktionen. De flytande våtmarker som någon gång har slitit sig och därmed har behövt åtgärdas, har däremot hittills inte behövt åtgärdas igen (Lind, 2021).

Gällande några ytterligare skötselåtgärder höll både Jacobs (2021), Olsson (2021), Springe (2021), Cassé (2021) och Syde (2021) med om samma ståndpunkt – att detta inte är något som har behövts. Detta gäller varken kompletteringsplantering, eventuell skörd eller klippning av växtmaterialet – växterna har klarat sig på egen hand. Lomma kommun är det enda tillfrågade projekt som bekräftat att skörd av de flytande våtmarkerna sker. Detta utfördes inte under etableringsskedet av pluggplantorna, då detta inte ansågs nödvändigt, men vegetationen slås idag en gång per år senast i mars/april på vårvintern (Olström & Hedlund, 2021), vilket innebär att samtliga ovanjordiska växtdelar klipps ner med sekator (Lind, 2021). Skörden av de flytande våtmarkerna tar ca 1,5 timme för 6 öar (Lind, 2021) på totalt

ca 51 m² (Olström & Hedlund, 2021). Tack vare relativt grunt vattendjup kan man vada ut i vadarbyxor, skörda vegetationen och vada tillbaka till land med klippet (Lind, 2021).

Fåglar och flytande våtmarker

En aspekt för de flytande våtmarkerna är att de ofta dyker upp i sammanhang där naturinslag och viloplatser uppskattas av våra fjäderbeklädda invånare, såsom änder, sotare, svanar och dylikt. Ett exempel kan bl.a. vara att de flytande våtmarkerna utgör estetiska inslag i en damm i parkmiljö, medan ett annat sammanhang kan vara i kanaler i stadsmiljö, där det kanske inte finns så många andra alternativa miljöer för fåglar att häcka och vila i den direkta närheten till vattnet.

Erika Skytte af Sättra (2021), säljare på Veg Tech, menar att fågelliv kan ha en viss negativ inverkan på de flytande våtmarkernas vegetation, då fåglarna tynger ner vegetationen när de sätter sig på dessa. Ett alternativ för att hålla fåglar borta från de flytande våtmarkerna är att sätta upp någon form av nätbur runt vegetationen. Lennart Olsson (2021) på NSVA, kan bekräfta att fåglarna gärna använder de flytande våtmarkerna för att vila och lägga sina ägg, men har aldrig sett detta som ett problem och har därför inte heller övervägt att sätta upp något nät. Växterna, menar han, klarar sig bra ändå. Nina Syde (2021) på Helsingborgs kommun och Jon Springe (2021) på Svedala kommun delar Olssons syn på att fåglarna inte tycks göra någon större åverkan på vegetationen.

Cassé (2021) instämmer i att de flytande våtmarkerna är populära häckningsplatser för bl.a. ankor och skrattmåsar. Han påpekar dock att han, såhär i efterhand, gärna hade gjort annorlunda från början för att skydda vegetationen på de flytande våtmarkerna och därför hade satt upp någon form av (höns-) nät runt växterna, för att förhindra att fåglarna skall sätta sig på dessa.

Både Olsson (2021) och Cassé (2021) nämner också att det är skillnad på hur mycket vegetationen tyngs ner beroende på om det är mindre fåglar, såsom änder, eller större, såsom svanar, som väljer att lägga sig på de flytande våtmarkerna. Cassé (2021) menar att växterna slits dels på grund av bobygge men dels även av bete av fåglarna. Trots detta har man inte behövt kompletteringsplantera de flytande våtmarkerna i Skurup, för att de trots allt har klarat sig såpass bra ändå.

Gällande hur mycket flytande våtmark som varit aktuellt för de olika projekten var det enbart Skurups kommun som berättade att man fått hjälp med att beräkna vad som varit nödvändigt sett till den aktuella mängden vatten som fanns att förhålla sig till och därefter hade man lagt sig mellan de två värden som angetts (Cassé, 2021). I de flesta fall baserades storleken på de flytande våtmarkerna på utseende

och/eller budget. Jacobs (2021) i Täby kommun berättar att det kan vara olämpligt att anlägga flytande våtmarker i utsatta lägen. Vatten med stora variationer i vattenstånd är särskilt riskabla, speciellt i öppna lägen där det kan förekomma mycket vågor eller drivande is.

Uppföljning av reningseffekt

Ingen av de tillfrågade hade gjort någon uppföljande mätning av vattenkvalitet eller föroreningshalt efter implementeringen av flytande våtmarker. I Lomma kommun hade detta dock legat i planerna, men man hade i dagsläget andra problem med det vatten som innehåller de flytande våtmarkerna, nämligen illegalt inplanterad fisk, vilket förmodades vara en starkt bidragande faktor till grumligt och syrefattigt vatten. Av denna anledning låg nu istället planerade uppföljningsmätningar längre fram i tiden (Olström & Hedlund, 2021). Herman Cassé (2021) på Skurup kommun påpekade en möjlig svårighet att göra mätningar, då inflödet varierar över året och dessutom kan ha olika föroreningspåverkan i samband med olika årstider, vilket kan göra mätbara värden svåra att uppnå över tid. Jacobs (2021) på Täby kommun menade att svårigheten ligger i att det finns många faktorer som kan påverka provtagningen. Anläggningen i Täby är placerad i en naturlig miljö med växter och djur som kan påverka om näringsämnen eller andra föroreningar frigörs eller läggs fast. Även vid lyckat utförande av en relevant flödesproportionell provtagning är det inte specifikt de flytande våtmarkernas reningseffekt som utvärderas. Våtmarkerna kanske fungerar bra medan någon annan faktor motverkar fastläggningen av exempelvis suspenderade partiklar. Eller, så fungerar de dåligt men kanske ser ut att ha god reningseffekt för att andra faktorer renar vattnet i samma system. Han anser att utvärdering av de flytande våtmarkernas reningseffekt på ett relevant sätt borde ske genom testning i en simbassäng, eller liknande, med kontrollerade förhållanden och utan påverkan från andra faktorer.

Sammanfattning

Sammanfattningsvis verkar det som att de flesta flytande våtmarkerna klarar sig i mångt och mycket på egen hand, utan direkta skötselåtgärder. Det som verkar vara aktuellt, sett utifrån Veg Techs rekommendationer och utifrån praktisk erfarenhet från de tillfrågade projekten, är att kontrollera förankringen vid något tillfälle per år. Det verkar också som att mer väletablerad vegetation och större kvaliteter potentiellt sett klarar sig bättre än mindre kvaliteter, såsom örtploggplantor, mot slitage från fåglar som av olika anledningar använder de flytande våtmarkerna.

Då det är bekräftat genom intervju med Hallengren (2021) att det finns råttor i Malmös innerstad, kan detta vara en aspekt som eventuellt bör tas i beaktning vid framtida flytande våtmarks-projekt. Prämen är lättillgänglig för råttor tack vare en

spång, vilket möjliggör att de kan komma åt eventuellt önskvärd näring – som kanske tillförs av att människor vistas på pråmen? Detta arbete kommer inte att vidare utreda vilket grepp som är det bästa mot oönskade råttbesök på de flytande våtmarkerna, men en tanke är att de flytande våtmarkerna kanske inte vore lika intressanta om de, tvärt emot pråm-varianten, vore friliggande i kanalernas vattenyta, för att minska ev. näringsvinster såsom råttor annars skulle kunna göra i anslutning till dessa.

2.3. Utformningsförslag

2.3.1. Val av plats

I samråd med Ebba Waernbaum, Tim Delshammar och Alvaro Reyes – utredningsingenjör, projektledare *”Tillsammans gör vi plats för vattnet”* och teamledare på VA Syd, har en lämplig plats valts ut för placering av de flytande våtmarkerna. Detta, utifrån önskemål om att de flytande våtmarkerna, utöver att ha en renande effekt, även ska ha ett rekreativt värde. VA Syd har sedan tidigare kartunderlag för Malmös olika avrinningsområden och önskvärt för placeringen vore om ett förhållandevis stort avrinningsområde kunde väljas, samtidigt som flera parametrar spelade in vid val av plats. I Malmös kanaler sker även andra aktiviteter och intressen, såsom rodd, SUP-paddling, båtuthyrning, m.m. Av denna anledning skulle val av plats vid en alltför smal passage kunna medföra inskridande på övriga intressen.

För detta projektarbete kunde tre större avrinningsområden med respektive platser (figur 5) som ligger i Malmös kanaler pekats ut som intressanta. En av platserna var Södra förstadskanalen, längs Drottninggatan. Det som talade för detta område var att de dagliga, folkliga transporterna i det omkringliggande närområdet skulle kunna bjuda in till att de flytande våtmarkerna blir en avkopplingsplats – kanske även med möjlighet för pedagogiskt inslag? Det som däremot talar emot platsen var att avrinningsområdet var förhållandevis litet. Ett annat förslag var Östra hamnkanalen längs Norra Vallgatan, vilken pekades ut dels för att den kanaldelen är bredare i förhållande till många andra delar, dels för att avrinningsområdet är relativt stort och dels för att sträckan längs gatan betraktas som ”död”, trots att den ligger mitt i centrum. I närheten av denna plats finns även Östra förstadskanalen som går längs Östra Promenaden. Avrinningsområdet är detsamma som för Östra hamnkanalen, men en placering här motiveras bl.a. av det nybyggda höghus som ligger vid Slussplan och därmed skulle rekreationssyftet kunna vara av intresse här. Idag finns här en liten kajkant invid kanalen och flytande våtmarker skulle kunna bli en vidareutveckling på det rekreativa värdet i detta område. Enligt Malmö Stads

kanalprogram (Malmö Stad, 2014) är området kring Östra förstadskanalen förbisedd och dåligt utnyttjad trots potentialen att bli en lugn och dynamisk plats tack vare att trafiken inom området är relativt begränsad. Ytorna vid vattnet ses som en tillgång för rekreativt utrymme.



Figur 5 - Karta över de tre platser (gulmarkerade) som fanns i åtanke för att placera flytande våtmark. Nr.1: Södra förstadskanalen, nr.2 : Östra hamnkanalen, nr. 3: Östra förstadskanalen. Den valda platsen blev plats nr. 3. Bild: Google (2021). Bild modifierad och gula områden utsatta av: Elin Alvbåge

2.3.2. Val av vegetation för rening av Malmös kanaler

Vegetationen som nämns i tabell 3 har efter bedömning för lämplighet, utifrån användning i bräckt vatten samt potentiell reningsförmåga, nedan sammanställts för tillämpning i Malmös kanaler. Svenska arter som bedöms tåla bräckt vatten och som har framställts ha bäst förutsättningar för rening som flytande våtmark har valts ut till tabell 4. Exempelvis har *Glyceria maxima*, jättegröe, valts bort på grund av dess potentiellt invasiva karaktär och *Pycnus nitidus* på grund av dess afrikanska proveniens. Reningseffekt och lämplighet för användning har vägt tyngre än eventuella dekorativa, biologiska eller övriga värden.

Tabell 4 - Sammanställning av lämpliga arter för användning i Malmös kanaler. Arterna som nämns här har goda förutsättningar att trivas i bräckt vatten i Sverige samt alstra reningseffekt i sammanhang med flytande våtmark.

Familj	Latinskt namn	Svenskt namn	Källa	Not
<i>Cyperaceae</i>	-	Halvgräsfamiljen	Schück & Greger, 2019a	Extensivt finrotsystem
	<i>Carex sp.</i>	Starrar	Veg Tech, 2021d; Schück & Greger, 2019b; ibid, 2019a	Flera med extensivt rotsystem
	<i>Carex acuta</i>	Vasstarr	Veg Tech, 2021d, Den virtuella floran, 2010	Högt näringsupptag, bräckt vatten, södra och mellersta Sverige särskilt kusttrakter
<i>Iridaceae</i>	-	Irisväxter/Svärdsliljeväxter	-	-
	<i>Iris pseudacorus</i>	Gul svärdslilja	Veg Tech, 2021d, Den virtuella floran, 2008	Högt näringsupptag, bräckt vatten, vanlig i södra och mellersta Sverige, karaktärsväxt för näringsrika sjöar
<i>Juncaceae</i>	-	Tågväxter	-	-
	<i>Juncus conglomeratus</i>	Knapptåg	Veg Tech, 2021d, Den virtuella floran, 2009	Högt näringsupptag, bräckt vatten, vanlig i södra till mellersta Sverige, förekommer på fuktiga marker bl.a. stränder
<i>Rosaceae</i>	-	Rosväxter	-	-
	<i>Comarum palustre</i>	Kråkklöver	Choudhury et al, 2019; Den	Kväve i kallt klimat, vanlig i

Familj	Latinskt namn	Svenskt namn	Källa	Not
			virtuella floran, 2008	hela Sverige, fuktig ståndort
	<i>Filipendula ulmaria</i>	Älggräs/Älgört	Choudhury et al, 2019; Veg Tech, 2021c; Den virtuella floran, 2000	Kväve i kallt klimat, vattenrening, saltvatten, vanlig i hela Sverige, alla typer av fuktig mark
<i>Typhaceae</i>	-	Kaveldunsväxter	-	-
	<i>Typha latifolia</i>	Bredkaveldun	Headley & Tanner, 2012; Veg Tech, 2021c, Den virtuella floran, 2015	Aquaculture wastewater, vattenrening, ganska vanlig i södra till mellersta Sverige, förekommer i söt- såväl som bräckt vatten

2.3.3. Mängd flytande våtmark för rening av Malmös kanaler

Som tidigare nämnts har ett antal olika uppmätta reduktionsresultat framkommit i olika mätningar av flytande våtmarkers renande effekt. Genom att försöka sammanställa de olika värdena i intervaller skulle en grovt beräknad förväntad reduktion kunna erhållas. Som tidigare nämnts har många av mätningarna genomförts i klimat som bl.a. medför en längre vegetationsperiod och resultatet som redovisas i tabell 5 hade kunnat ses som något överdrivet utan justering i förhållande till svenskt klimat. Utgångspunkten här har varit att forskningsresultaten uppmätts för växter som vegeterar året runt. I sydvästra Skåne beräknas vegetationsperioden emellertid vara ca 220 dagar/år (SMHI, 2021), vilket motsvarar ca 60 % av ett år. För att justera denna differens har värdena därför multiplicerats med 0,6.

Tabell 5 - Angivna reduktioner för olika ämnen. Här nedräknade för möjlig beräkning av reduktion i Skånskt sammanhang. Nedräkningen är troligtvis i underkant av möjligt potentiellt värde, då vegetationsperiod för subtropiska klimat saknats i underlaget.

Ämne	Angivna reduktioner	Intervall	Nedräkning för 60 % av ett år
Kväve	25 %, 40 % (Blecken, 2016), 27 % (Bärg, 2013)	25-40%	$(25-40\%) \times 0,6 =$ 15-24%
Fosfor	4 %, 48 % (Blecken, 2016), 16 % (Bärg, 2013)	4-48%	$(4-48) \times 0,6 =$ 2,4-28,8%
Koppar	65–75 % (avrundas till 70%), 0 %, 39 % (partikulärt koppar), 16 % (löst koppar) (medelvärde avrundas till 27%) (Borne et al, 2013), 65–75 % (Bärg, 2013) (avrundas till 70 %)	0-70%	$(0-70\%) \times 0,6 =$ 0-42%
Zink	40 %, 0 %, 40 % (partikulärt zink) (Borne et al, 2013), 0–35 % (Bärg, 2013) (medelvärde avrundas till 17 %)	0-40%	$(0-40\%) \times 0,6 =$ 0-24%
SS (suspenderade partiklar)	41 % (Borne et al, 2013)	41 %	$41 \times 0,6 =$ 24,6 %

Om data skulle tas fram för reduktion i t.ex. $\mu\text{g/L/m}^2$ flytande våtmark, skulle vidare beräkning av nödvändig area flytande våtmark kunna erhållas. Kvarstår gör dock frågan om det i så fall gäller reducering mätt i procentandelar eller % per utgångsvärde från t.ex. inlopp. Skillnaden mellan dessa två olika sätt att räkna skulle alltså bli som exemplen som följer nedan:

Ex. Procentandelar: $100 \% - 10 \% = 90 \% = 1 \times 0,9$
 $0,9 - 0,1 = 0,8$
 $0,8 - 0,1 = 0,7$
o. s. v.

Ex. Procent,%

negativt exponentiellt: $100 \% - 10 \% = 90 \% = 1 \times 0,9$
 $0,9 \times 0,9 = 0,81$
 $0,81 \times 0,9 = 0,729$
o. s. v.

Beräknas reduktionen som procentandelar minskar alltså halterna totalt sett fortare än om man räknar med att reduktionen baseras på vilken koncentration vattnet har just vid det tillfället. Om beräkningarna görs utifrån procentandelar motsvarar detta att man tar bort en lika stor tårtbit åt gången från den totala mängden. Om man istället beräknar reduktionen som procentuellt avtagande per reducerad halt blir reduktionskurvan negativt exponentiell, vilket snarare medför att ju lägre föroreningshalt, desto långsammare avtar halten. Detta korresponderar med teorier från litteraturen – det vill säga att ju högre koncentration, desto högre andel föroreningar verkar vegetationen på de flytande våtmarkerna kunna ta upp (Schück & Greger, 2019a; Headley & Tanner, 2012). Denna typ av beräkning ligger dock utom kunskapsramarna under arbetet och därför har detta inte genomförts här. Formeln för beräkning skulle dock kunna se ut som följer:

Ex. kväve: 15-24 % reduktion (medelvärde:19,5 %)

Utgångsvärde: 1600 µg/L

Önskat värde: 200 µg/L

$$\begin{aligned} 100 \% \times 0,805 &= 1 \times 0,805 \\ 1 \times 0,805 &= 0,805 \\ 0,805 \times 0,805 &\approx 0,6480 \\ \sim 0,6480 \times 0,805 &= 0,5216, \text{ o. s. v.} \\ \rightarrow 1600 \times 0,805^n &= 200, \text{ där } n = \text{antal } m^2 \text{ flytande våtmark} \end{aligned}$$

Utifrån den data som framställts i tabell 5 framgår specifika resultat från de system som provats i de aktuella studierna. Då möjlig reduceringskapacitet bl.a. beror på area och volym av testlokal, area på flytande våtmark, retentionstid samt ingående nivå av ämnen, vore det missvisande att beräkna förhållandena för Malmös kanaler baserat på resultat som är grundade på olika förutsättningar och som med stor sannolikhet skiljer sig både i föroreningsförutsättningar, volym och förhållande mellan vattenmassa och yta flytande våtmark.

Granberg (2019) har i sitt arbete utgått ifrån reduktioner per m² flytande våtmark, alltså hur mycket föroreningsreduktion varje m² ger upphov till. Granberg beskriver även att halten kväve behöver ligga under 200 µg/L för att inte utgöra en risk för djur eller människors hälsa. Halten för fosfor behöver ligga under 12,5 µg/L (Granberg, 2019). Jämfört med de modellerade halter som tagits fram av StormTac (1600 µg kväve/L samt 190 µg fosfor/L), ligger de önskade värdena långt under Malmö kanalers värden.

För reduktionsvärdena Granberg räknar med (0,845 g kväve/dag samt 0,0282 g fosfor/dag) beräknas att 310 g kväve/år samt 10,3 g fosfor/år kan reduceras av 1 m² flytande våtmark. I dessa beräkningar har dock 365,25 dagar använts för beräkningen, vilket har fastslagits tidigare i detta kapitel att inte stämma för svenska förhållanden. Baserat på ett helt år har erforderlig yta flytande våtmark beräknats av Granberg att bli 730 m² för reduktion av kväve samt 3460 m² för fosfor. Justeras dessa resultat för det faktum att vegetationsperioden är 220 dagar i Skåne resulterar beräkningarna för erforderlig yta flytande våtmark snarare i knappt 1220 m² samt 5770 m² för respektive kväve och fosfor (se Bilaga 1 för uträkning).

I förhållande till de 322 160 m² som utgör Malmös kanaler (Granberg, 2019) utgör andelen flytande våtmark för kväve- och fosforreduktion 0,38 % respektive 1,8 % av den totala kanalytan.

Jämfört med de modellerade föroreningshalter som tillhandahållits i arbetet skiljer sig Granbergs (2019) utgångshalter markant (underlag inom detta arbete i figur 2; kväve: 10 000 kg/år, fosfor: 1300 kg/år (Wahlsten & Larm, 2021)). Dessa värden skiljer sig nästan tiofaldigt med Granbergs beräkningar, då Granbergs enbart är baserade på vilken area flytande våtmark som krävs för att reducera föroreningskoncentrationen vid ett tillfälle och inte den samlade mängd som ackumuleras under t.ex. ett år), vilket medför ytterligare tilltaget behov av flytande våtmarksyta. Med utgångspunkt i de modellerade föroreningsmängderna, Granbergs potentiella reduktionsmängd/dag samt en vegetationsperiod på 220 dagar, resulterar detta i ett behov för drygt 52 300 m² flytande våtmark för att reducera kvävehalten och 207 900 m² för fosforhalten. Detta motsvarar istället drygt 16 % respektive 64 % av Malmös kanalyta (se Bilaga 2 för uträkning).

Hur applicerandet för beräkning ska utföras för att kunna ta fram ett rimligt och ledande värde för erforderligt antal m² flytande våtmark, verkar vara en uppgift med många aspekter. Olika studier har nått olika reduktionsgrad och det har inte alltid framgått tydligt i förhållande till vad den förväntade reduktionen kan baseras på i praktiken, det vill säga hur uppmätta reduktioner kan förväntas appliceras i praktisk framtagning av flytande våtmarker. För de andelar av Malmös kanaler som beräknats ovan av Granberg (2019) och inom detta arbete, skiljer sig behovet av

flytande våtmark markant, d.v.s. från 0,2 % (Granberg, 2019) till 64 % (enligt denna studie) täckningsgrad av kanalernas totala yta. Sammantaget kan fastslås att en förbättring av vattenkvaliteten verkar vara möjlig, då resultaten inte överstiger 100 %. I vilken grad detta kan uppnås och med hur mycket medel har dock varit svårt att fastställa med säkerhet.

2.3.4. Rekreativt värde i samband med flytande våtmarker

Som tidigare nämnts uttrycker Malmö Stad (2014) att det finns potential för rekreativt utrymme längs vattnet vid Östra förstadskanalen. Trots lite trafik och goda förutsättningar för sol rör sig färre människor här än längs kanalsträckan direkt söder om detta område. Den västra sidan av Östra förstadskanalen belyses av solen under förmiddagen och den östra under eftermiddagen. Mer vegetation är en av de aspekter som pekas ut som möjlig förbättring för området (Malmö Stad, 2014). Av den anledning att det redan i dagsläget finns flytande våtmarker i Malmö som är anslutna till en pråm och kan nyttjas av lokalbefolkningen, finns redan ett exempel på hur flytande våtmarker kan samfungera i rekreativt syfte. En nackdel med denna anläggning är dock förekomsten av råttor. En misstanke är att den mänskliga aktiviteten bidrar till föda som råttorna söker sig till, såsom tuggummi, matpapper, smulor o.d. Av denna anledning kommer flytande våtmarker som är direkt tillgängliga för människor att vistas på inte att utredas vidare i detta arbete.

Några förslag för ytterligare värden för användandet av flytande våtmarker, utöver tidigare nämnda potentiella reduceringseffekter på vattenföroreningar, är bl.a. odling – dels för mänsklig konsumtion men även för foder, biobränsle, kosmetika, terapeutiskt och/eller estetiskt syfte samt kompostmaterial (Kumwimba et al, 2021). Att skörda växter eller växtdelar för försäljning under den senare delen av säsongen är ytterligare ett exempel (Spangler et al, 2019). Detta skulle eventuellt kunna möjliggöra odling och/eller försäljning som försörjande och/eller rekreativt värde för exempelvis personer som bor i närområdet. Dock är frågan om tillgång till de flytande våtmarkerna något som behöver beaktas för förverkligandet av detta, då vattendjupet troligtvis inte möjliggör vadande till och från de flytande våtmarkerna. Snarare behövs i så fall en liten båt eller liknande för att komma åt vegetationen på de flytande våtmarkerna.

Utöver rekreativa värden kan blommande vegetation attrahera och gynna olika slags insekter (Veg Tech, 2021c) samt utgöra vilo-, betes- och häckningsplats för olika fåglar (Olsson, 2021; Cassé, 2021). Med andra ord kan biologiska värden gynnas av implementerandet av flytande våtmarker. Kanske kan fågelskådning räknas som både biologiskt gynnande samt ett möjligt rekreativt värde och/eller pedagogiskt inslag.

Då det verkar finnas vinster i att lufta det vatten som omger de flytande våtmarkerna (både utifrån ämneslöslighet- och tillgänglighet för växterna samt för syretillförsel till och tillväxt av rötterna), torde det kunna utvecklas ett samspel mellan rekreation och syretillförseln i vattnet under de flytande våtmarkerna. Ett sådant skulle förslagsvis kunna vara att en aktivitet i närheten av de flytande våtmarkerna skulle kunna generera vattenflöde eller -turbulens, exempelvis genom att koppla analoga träningsredskap rent mekaniskt till en propeller, rotorblad eller liknande, som i sin tur genererar strömning i vattnet riktat mot de flytande våtmarkerna. Grönytan på Slussplan skulle kunna vidareutvecklas, som alternativ, och knytas an till de tilltänkta flytande våtmarkerna genom att placera någon form av träningsredskap, pump, vev, lekredskap eller annat objekt som på samma mekaniska vis rör om vattnet i de flytande våtmarkernas riktning. Kanske skulle nytta även kunna dras av de vattenaktiviteter som sker i kanalerna i dagsläget, såsom att paddlare och liknande rör om i vattnet när de passerar?

Det utomhusgym som ligger närmast Slussplan i dagsläget finns i Rörsjöparken, ca 550 meter bort. Därefter befinner sig det näst närmsta utegymmet 1 kilometer bort – i Sorgenfri. Vad det gäller lekplatser ligger även den närmaste i Rörsjöparken, ca 550 meter bort och den näst närmaste i Rundelen, knappt 700 meter bort.

Grönområden bör finnas inom 300 meter för att nåbarheten till denna ska upplevas som så pass enkel att man vill besöka platsen regelbundet (Folkhälsomyndigheten, 2009). Inom området kring Slussplan finns framförallt privata bostadsgårdar och alléträd inom en radie på 300 meter (se figur 6).



Figur 6 - 300 meters radie utifrån Slussplan (gulmarkerat område). Bild: Google (2022). Bild modifierad och gult område utsatt av: Elin Alvbåge

Inom angiven radie finns inte heller några odlingslotter (1 km), kolonilotter (1,5 km), lekplatser (550 meter), eller spontanidrottsplatser (800 meter) (Malmö Stad, 2021). Att vidareutveckla Slussplans grönyta skulle därför kunna främja nyttjandet av denna plats för rekreation där en rad olika aktiviteter skulle kunna vara attraktiva i området. Vissa av aktiviteterna skulle antingen kunna länkas samman med de flytande våtmarkerna, exempelvis genom mekanisk sammankoppling mellan aktivitet på gatuplan och vattenströmning i kanalen, eller genom att tillförseln av grönska (de flytande våtmarkerna) i sig skulle kunna vara ett uppskattat inslag.

3. Diskussion

Gällande de möjligheter och begränsningar flytande våtmarker kan innebära, skulle möjligheterna kunna summeras till 1) potentiell reningseffekt, samt 2) estetiska, biologiska och/eller rekreativa värden.

Om flytande våtmarkers reningseffekt har litteraturen gett olika svar om vad som kan förväntas, men resultaten har övergripande lutat åt samma håll – att införandet av flytande våtmarker har potentialen att bidra med en renande effekt i vattnet. Dock ska man ha i åtanke att en stor andel av resultaten kommer från klimat där bl.a. den vegetativa perioden fortgår längre än i Skåne och därför kan uppmätta resultat generellt inte användas för Skånsk applicering rakt av. Försök att justera förväntad reningseffekt till skånskt klimat har gjorts inom detta arbete (kapitel 2.3.3.), men metoden för beräkningen är inte fastslagen som regelrätt och därför kan även dessa värden bedömas som osäkra, även om de potentiellt sett ligger närmare en skånsk verklighet än de många värden som funnits i litteraturen. Det hade varit intressant att, utifrån litteraturens uppmätta data, kunna beräkna nödvändig yta flytande våtmark utifrån antingen 1) en större exakthet, eller 2) en större variationsbredd, beroende på vad som uppmätts. Svårigheten i att finna denna information låg dock i att nå ett gemensamt referensvärde att kunna utgå ifrån, t.ex. reducering i $\mu\text{g/L/m}^2$ flytande våtmark. Majoriteten av studierna angav reduceringseffekten av flytande våtmark i procent av inkommande mängd vald förorening (metaller, partiklar, m.m.), vilket gör bedömningen både svår och potentiellt missvisande vid vidare bearbetning, om detta appliceras för vidare beräkningar. Detta, i och med att reduceringseffekten bl.a. beror på hur stor föroreningskoncentrationen är från början, vilket Schück & Greger (2019a) och Headley & Tanner (2012) beskrivit. Av denna anledning används enbart Granbergs räkneexempel inom studien, fast justerat efter aktuell vegetationsperiod samt de modellerade halter som erhållits från StormTac. Ett bra underlag för förväntad reningseffekt i skånskt klimat skulle kunna erhållas genom att faktiskt utföra tester och genomföra utvärderingar i de olika skånska projekt som funnits inom detta arbete – det är därför olyckligt att inga sådana mätningar genomförts. Av denna anledning vore uppföljande mätningar en lämplig vidareutveckling för fortsatt arbete med utvärderingen av reningseffekt från flytande våtmarker i skånskt sammanhang och/eller tempererat klimat.

Det verkar dock som att även om en förväntad reningseffekt skulle kunna fastställas genom undersökningar i relevanta projekt, påverkar omkringliggande faktorer. Detta medför att förväntade resultat ytterligare kan påverkas i praktiken på grund

av de platsspecifika förhållandena, såsom läge, väderutsatthet, övrig förekommande vegetation, förekomst av fisk och användning och/eller slitage på vegetationen av fågel, såsom Jacobs (2021), Olsson (2021) och Cassé (2021) berättat om.

Det sistnämnda ovan kan därför eventuellt också ses som en begränsning. Det faktum att de flytande våtmarkernas effekt ofta mäts under kontrollerade förhållanden, men används i praktiska sammanhang där omgivande parametrar redan är givna (och kan förändras över tid), försvårar bedömningen av vilken effekt de flytande våtmarkerna faktiskt har i det aktuella vattnet och vad som kan ha påverkats av andra platsspecifika, förekommande faktorer. Av just denna anledning vore det därför intressant att se vad uppföljande mätningar skulle visa för de projekt som finns i Skåne idag, om man dessutom genomförde detta under en längre tid.

En ytterligare begränsning som verkar framstå som ganska tydlig under arbetet är det faktum att de reningseffekter som uppmäts i många studier kan vara överdrivna i förhållande till skånskt klimat. Angående temperatur som potentiellt gynnande eller begränsande faktor för reningseffekten, har kanske resultaten i litteraturen att göra med vilka arter som använts och ifall dessa varit hemmahörande i de förutsättningar och temperaturer som testen genomförts i, något som verkar ha varit en nyckelaspekt i Choudhury et al (2019) test. Att använda inhemska arter som anpassade för de aktuella förutsättningarna är även något som återspeglas i arbetena av Schück & Greger (2019b) och Blecken (2016). Något som inte har dykt upp som alternativ i litteraturen är om det skulle vara möjligt att använda större, vedartade växter. Det faktum att det framkom att bl.a. björk spontanetablerat sig på flytande våtmarker i Skurups kommun (Cassé, 2021) ger en indikation att vissa lignoser skulle kunna trivas i dessa sammanhang. Detta vore ett ytterligare ämne som skulle kunna studeras vidare för att få ett ytterligare bredare spektra av växter som kan användas för flytande våtmarker och vem vet vilka renings- och rumsliga effekter dessa skulle kunna medföra?

En del av de begränsningar som verkar vara förknippade med växlande årstider och temperaturer förefaller kunna åtgärdas, åtminstone till viss del, tack vare kompletteringar till de flytande våtmarkerna. För växternas funktion i sig verkar val av lämpligt växtmaterial utgöra huvudfaktorn. Detta inkluderar både att välja arter som är hemmahörande i den miljö de ska användas inom, samt att de morfologiska egenskaperna tycks spela viss roll i förmågan att reducera ämnen från vattenpelaren. Hög transpiration till följd av stor bladmassa samt ett stort rotsystem med mycket finrötter verkar vara de främsta dragen för möjliggörandet av föroreningsreduktion, dels tack vare den flödesreduktion som sker när vattnet passerar genom rotsystemet och på så vis på olika sätt medför en sedimentation av partiklar (Kumwimba et al, 2021; Granberg, 2019; Headley & Tanner, 2012), dels

tack vare finrötternas förmåga att ta upp näring (Schück & Greger, 2019a; ibid, 2019b; Leo, 2021). Ett stort finrotssystem skulle även kunna medföra en större total rotyta för den mikrobiella aktiviteten att ske på, jämfört med ett grovt rotsystem, då många småytor totalt sett genererar en större totalyta än många stora ytor (detta kan jämföras med att en given volym ler har fler ytor att binda vatten till, än samma volym sand). Resonemanget att ett stort finrotssystem och därmed en potentiellt större yta för mikrobiell aktivitet, skulle korrelera, har inte påträffats uttryckligen under arbetets gång, men möjligtvis skulle en ökad mikrobiell kapacitet ytterligare kunna vara skäl till att reningseffekten blir högre med hjälp av växter som har stora finrotssystem.

För att förstärka den hävdade minskade reningseffekten av flytande våtmarker under kallare årstider, men också den generella reningseffekten under säsong, kan skärmväggar användas för att styra vattenflödet genom de flytande våtmarkerna. Likaså kan adderandet av nedhängande biofilmbärare potentiellt öka dels sedimentationsprocessen, dels den yta på vilken mikrobiell aktivitet sker. Vilka potentiellt ytterligare skötselåtgärder eller eventuella nackdelar dessa skulle medföra har dock inte undersökts i detta arbete och rekommenderas därför att undersökas ifall användning av detta övervägs.

Apropå skötsel aspekter och vad som nämnts tidigare gällande uppföljning av befintliga projekt, vore det intressant att se om det finns skillnader i vattenkvalitet mellan Lomma kommuns projekt, vilket var det enda projekt med bekräftad slätter av vegetationen på sina flytande våtmarker, kontra de övriga tillfrågade projekten. Då uppföljande mätningar gjorts i ingendera av projekten kan man dock bara spekulera i vad dessa resultat skulle kunna visa. Utifrån litteraturen, som enstämigt förespråkar skörd av biomassa för att säkerställa bortförsel av föroreningar (Blecken, 2016; Spangler et al, 2019; Granberg, 2019; Kumwimba et al, 2021; Schück & Greger, 2019b), skulle en tes kunna vara att vattenkvaliteten, bör vara bättre efter än innan de flytande våtmarkernas implementering för Lomma kommun, jämfört med de övriga tillfrågade projekten inom arbetet. Då Lomma har andra problem i dagsläget, såsom fiskförekomst vilket bl.a. har ökat grumligheten i vattnet, kan dock inga kvalificerade gissningar göras kring vattenkvaliteten i dagsläget.

Det faktum att Lomma kommun var det enda tillfrågade projekt som skördar vegetationen och därmed agerar i linje med vad litteraturundersökningen rekommenderar som skötselåtgärder för flytande våtmarker för reningseffekt, skulle detta kunna indikera att det icke-behov av skötsel som övriga projekt upplever enbart baseras på hur de flytande våtmarkerna ser ut. I och med att i princip inget tillfrågat projekt haft reningseffekt som primärsyfte och inte heller genomfört mätningar på vattenkvaliteten ur denna aspekt, har inte heller någon

skötselåtgärd genomförts tack vare att vegetationen återhämtat sig varje säsong och ser skaplig ut. Antagligen har inte några skötselåtgärder genomförts på grund av att intresset för de flytande våtmarkerna inte primärt har legat i reningseffekten. Troligtvis skulle annat handlingsätt noterats i de befintliga projekten, om incitamentet för användningen av de flytande våtmarkerna varit annorlunda och av denna anledning syns antagligen denna skillnad mellan praktik och teori därför här.

Huruvida skörd av ovan- eller underjordiska delar bör ske, har ingen entydig uppfattning nåtts. Å ena sidan verkar det rimligt att skörda de ovanjordiska delarna, dels för att metoden är beprövad (bl.a. i Lomma, men framförallt i andra sammanhang) och vegetationen skjuter skott på nytt, dels utifrån det resonemang att bladmassan ackumulerar föroreningarna i blad m.m. (Choudhury et al, 2019; Headley & Tanner, 2012; Schück & Greger, 2019b). Å andra sidan verkar finrötterna, de yngsta rötterna, stå för en stor del av föroreningsupptaget, vilket skulle kunna medföra att en slags föryngringsbeskrining skulle vara gynnsamt under vatten (Lundberg, 2021), eller på något sätt främja bildandet av finrötter. Dessutom antyds att inte alla ämnen i lika stor utsträckning når bladmassan, utan snarare ansamlas i rötterna (Schück & Greger, 2019b). Nackdelen är dock att kunskapen om rotsystemens reaktion på denna slags behandling är mycket begränsad (Leo, 2021) och denna metod kan därför bedömas som osäker för både stimulering av rotsystem såväl som överlevnad av vegetationen.

Huruvida man bör skörda samtlig aktuell biomassa på en gång eller i flera omgångar har indikation till lämpligt tillvägagångssätt noterats. Vikten av att inte skörda all ovanjordisk massa vid ett tillfälle för att kvävecykeln ska kunna fortgå har framhävts (Granberg, 2019), likaså att skörd bör ske direkt efter säsong för att säkerställa bortförsel av föroreningsämnen och inte riskera återföring av dessa via vissnande delar (Kumwimba et al, 2021; Schück & Greger, 2019b). Lommas skötselrutin – att skörda på vårvintern, ifrågasätts därför då hela vintern passerat och därmed skulle en del ämnen kunna ha frigjorts och återgått till vattnet. Detta skulle kunna sammanfattas som att skörd lämpligen genomförs ca två gånger per år och att det sista tillfället bör genomföras innan växtdelar gulnar och vissnar ner. Utifrån rekommendationen att placera flera flytande våtmarker mittemot inloppet till det vatten som är aktuellt (Bärg, 2013; Blecken, 2016) skulle VA Syd kunna undersöka båda metoder simultant för att se hur ovanjordiska delar respektive rotsystem svarar på skörd, genom att skörda ovanjordiska delar på hälften av de flytande våtmarkerna och rotsystemen på hälften. Dessutom skulle det faktum att flertalet utlopp finns i Malmös kanaler kunna medföra att placering precis mittemot utloppet vid Slussplan inte är nödvändigt, eftersom inlopp finns på flera platser. Chansen finns att vattenmassorna som flyter igenom de flytande våtmarkerna kan renas till viss mån ändå, men detta är inget som kan fastställas med säkerhet.

Avseende anläggnings- och skötsel aspekter kan det dras slutsatsen att större kvalitet av plantor verkar ha en större motståndskraft mot slitage från fåglar o.d. samt att växterna anses klara sig bra mellan säsonger utan några skötselåtgärder, exempelvis skörd. Ur reningseffektaspekt vet vi, som tidigare nämnts, däremot inte om effekten hade blivit annorlunda om vegetationen skördats under årets lopp, då inga uppföljande mätningar på vattenkvaliteten gjorts i de undersökta befintliga projekten. En stor del av de arter som dykt upp i underlag från Veg Tech har inte återfunnits som utmärkande för reningseffekt i undersökningar i litteraturen. De arter som däremot bedömts ha goda förutsättningar att rena vatten, som dessutom korrelerat med Veg Techs artval, har kommit med i den slutliga sammanställningen för lämpliga växter för reningseffekt för flytande våtmarker i Malmös kanaler. Det faktum att det inte finns samma grad av kunskap inom rotstimulering såsom det finns forskning kring grentillväxt till följd av beskärning, samt att det inte heller finns någon samlad databank för hur rotsystems olika karaktärsdrag och utbredning ser ut, gör artval utifrån denna aspekt svår. Detta hade varit användbart i framtagandet av potentiellt användbara växter för rening av vatten i samband med användandet av flytande våtmarker, då rotsystemet verkar ha en betydande roll för reningsprocessen.

Som nämnts i kapitel 2.2.1. minskar det lösta syret under flytande våtmarker framförallt på grund av förekomsten av växter (Headley & Tanner, 2012). Som tidigare nämnts skulle detta kunna innebära att flytande våtmarkers växter klarar sig bättre i strömmande vatten än i stillastående. Då Malmös kanaler är förbundna med havet kan ett visst vattenutbyte och strömning antas ske, dock utan att säkert veta till vilken grad detta pågår. För utveckling av rekreativa värden skulle därför vattencirkulering/-luftning i samband med de flytande våtmarkerna kunna uppmuntras. Det befintliga projekt i Malmös kanaler där en pråm är lättillgänglig även för råttor, möjliggör att råttorna kan komma åt eventuellt önskvärd näring – som kanske tillförs av mänsklig aktivitet som också sker på pråmen? Detta arbete har inte haft i fokus att vidare utreda vilket grepp som är det bästa mot oönskade råttbesök på flytande våtmarker. En tanke är dock att de flytande våtmarkerna kanske inte vore lika intressanta för råttor om de, tvärtemot pråm-varianten, vore friliggande i kanalernas vattenyta, för att minska ev. näringsvinster såsom råttor annars skulle kunna göra i anslutning till dessa. Av denna anledning kanske flytande våtmarker och ett rekreativt värde får ske på skilda håll. Däremot behöver detta inte betyda att sammanlänkningen mellan dessa behöver vara otydlig i praktiken (exempelvis med hjälp av informationsskyltar, gestaltning på platsen, m.m.).

Beroende på vilken typ av rekreativt värde som är önskvärt i samband med implementeringen av flytande våtmarker i Malmös kanaler, kan de flytande våtmarkerna och omkringliggande markanvändning utformas på olika sätt.

Flytande våtmarker för odlings- och försäljningssyfte skulle kunna vara ett genomförbart projekt, såvida förflyttningen mellan flytande våtmark och land kan redas ut. Då kanalerna innehåller en del ämnen som kan vara hälsovådliga, ifrågasätts hur lämpligt det vore att nyttja de flytande våtmarkerna för odling av föda eller kosmetika. Ligger syftet däremot exempelvis inom möjlighet till fågelskådning kan de flytande våtmarkerna bli en bidragande faktor som utgör vilo- och häckningsplatser, genom att enbart finnas, enligt den kunskap som erhållits utifrån samtalen med ansvariga inom befintliga projekt.

3.1. Metoddiskussion

Detta arbete hade kunnat innehålla enbart information om de frågeställningar som tagits upp i inledningen, t.ex. ”vilken reningsgrad kan förväntas av flytande våtmarker?”, men under arbetets gång har insikten att olika parametrar bl.a. i den omgivande miljön, såsom temperatur och föroreningskoncentration i vattnet, är faktorer som påverkar effektiviteten av de flytande våtmarkernas reningseffekt. Det är alltså inte bara de flytande våtmarkerna i sig som utgör en effekt på vatten och möjlighet till näringsreduktion, utan det har framkommit att flytande våtmarkerna i sin tur påverkas av andra faktorer. Av denna anledning upplevdes ett behov att försöka förstå sig på vad som kan påverka utfallet av reningseffekten, inte bara för egen del, men även för att VA Syd i framtiden ska kunna göra väl grundade beslut vid en eventuell framtagning och implementering av flytande våtmarker i Malmös kanaler.

Då arbetsgången ursprungligen bestämdes vara att nå ut till branschverksamma personer tidigt (för att säkerställa att svar kunde erhållas) avsattes mycket tid till denna del av arbetet. Arbetet med att komma i kontakt med rätt person inom de olika projekten tog längre tid än förväntat. Dessutom tog återkoppling och följdfrågor ytterligare, oförutsedd tid från tidsramen, då dessa personer såklart är engagerade med annat om dagarna. Åtagandet med att sätta sig in i de olika processer och parametrar som påverkar föroreningsreduceringen av flytande våtmarker inskränktes initialt något och tid för denna del förlorades – något som kan ha påverkat utfallet för förståelsen av den helhet som de olika parametrarna bildar. Trots detta förmodas att detta arbete och de resultat som funnits vara relevanta. Jämförelse mellan litteratur och applicering i praktiskt sammanhang – alltså att temperaturaspekten påverkar utfallet från olika studier, kan vara positiv eller negativ i ett verkligt projekt och för den förväntade reningseffekten av flytande våtmarker i skånskt klimat. Positiv, i den bemärkelse att en reningseffekt verkar vara möjlig tack vare flytande våtmarker och negativ i den mening att samma förväntade reningsgrad som återfinns i litteratur kanske inte kan uppnås.

På grund av olika faktorer som tidigare nämnts har fokus under arbetets gång behövt prioriteras om för att fokusera på viljan att förstå vad som påverkar reduktionen av föroreningar, istället för att avsätta mer tid och ge konkreta förslag gällande flytande våtmarker för Malmös kanaler. Om arbetet skulle genomföras igen, eller arbetas vidare ytterligare, skulle artförslag för ytterligare aspekter utöver reningseffekt kunna sammanställas – t.ex. en sammansättning som medför blomning över lång tid, som gynnar pollinatörer eller som är estetiskt tilltalande.

Eventuellt hade ytterligare avgränsning i ämnet, t.ex. val av 2–3 olika föroreningar, möjliggjort en mer fokuserad fakta- och litteratursökning och potentiellt möjligheten att mer överskådligt kunna dra slutsatser för dessa. Samtidigt fanns en önskan om att förståelse för fler parametrar skulle erhållas, varför denna avgränsning ej gjorts. Under arbetets gång har inte underlag för benzo(a)pyren, flouranten eller oljeindex påträffats. Kanske krävs vidare undersökningar – eller eventuellt andra sätt för att söka lämpliga reningsmetoder för dessa ämnen, då de ej dykt upp under arbetets lopp inom eftersökningen om flytande våtmarker?

Gällande det försök till beräkning av reningseffekt som gjorts i tabell 5 var detta just ett försök att förtydliga den faktor att vegetationsperioders olika längd kan medföra olika effekt på förväntad reningseffekt. Det finns inget belägg att det går att förenkla jämförelsen mellan olika vegetationsperioder på det sätt som gjordes i tabell 5 och det är inte fastställt att det går att förenkla potentiell effekt på räkneexemplena som följer. Det har t.ex. inte framkommit eller fastställts hur eller om olika föroreningar fördelar sig över året. Inte heller har det besvarats ifall reningseffekten blir noll utanför vegetationsperioden. Kanske får beräkningarna i tabell 5 och efterföljande räkneexempel ses som ett försök för anpassning av de flytande våtmarkernas storlek efter reningsbehovet i Malmös kanaler, men ett pilotprojekt med uppföljande mätningar skulle behövas för att kunna få mer precision i beräkningen. För att potentiellt erhålla underlag för framtagning av erforderlig yta flytande våtmarker behöver vidare beräkningar genomföras.

Som reflektion var det synd att inte rekreativa värden togs upp som ämne under samtalen med branschverksamma personer, det vill säga om de flytande våtmarkerna varit uppskattade o.s.v. Fokus låg i detta skede på reningseffekt och av denna anledning förbisågs denna möjlighet. Om arbetet utförts annorlunda vore detta lämpligt ämne att ta med i frågeunderlaget för dessa samtal.

4. Slutsats

Flytande våtmarker har potentialen att reducera föroreningshalten i vatten och samtidigt bidra med andra värden, såsom estetik, gynnande av biologisk mångfald, m.m. Dock skall beaktande göras för aspekten att de många reningseffekter som uppmäts genom studier ofta kommer från klimat som skiljer sig från skånska förhållanden, då bl.a. en kortare vegetationsperiod äger rum här.

Flytande våtmarker är *en* del i ett system av flera, varandra påföljande event och omkringsliggande faktorer som både kan påverkas och påverka varandra; såsom tillrinningsområden, retentionstid, befintliga organismer i vattnet såsom förekomst av fisk, bete och förekomst av fåglar, sedimentationsomhändertagning, temperaturväxlingar, syrehalt i vattnet och att den vegetation som används är anpassad för de förutsättningar som finns på platsen. Av denna anledning kan detta arbete, på egen hand, inte ses som en ensam lösning för reningsbehovet av Malmös kanaler. Som nämnts i arbetet behöver bl.a. upptagningsmetod för sediment, val av material för den flytande våtmarkens flytkonstruktion, eventuella ytterligare åtgärder för att styra och rena vattenmassorna (såsom skärmväggar och biofilmsbärare), m.m. ses över för att få ett så bra helhetsgrepp som möjligt i arbetet med kvalitetshöjningen av Malmös kanalvatten.

Att se de flytande våtmarkerna som en del av lösningen för arbetet med att förbättra vattenkvaliteten i Malmös kanaler är därför det bästa förhållningssättet för att ge möjlighet och kunna planera för konkreta åtgärder för förbättrad vattenkvalitet.

En av de parametrar som verkar påverka de flytande våtmarkernas effekt är växtvalet och framförallt att välja inhemska arter som är hemmahörande i de förhållanden som planeras för användningen. I Malmös kanaler är det bl.a. rimligt att använda arter som tål bräckt vatten. En annan parameter som verkar vara viktig vid val av vegetation är att tillhörande rotsystem är stort och består till stor del av finrötter. Rotsystemen bidrar dels till en flödesreduktion i vattenpelaren under de flytande våtmarkerna vilket ökar sedimenteringen, dels fastnar partiklar i biofilmen på rotsystemen och kan här klumpas samman och bli så tunga att de till slut faller till botten. Dels utgör biofilmen plats för processer såsom denitrifikation, vilket ytterligare minskar föroreningshalten i vattnet. Finrötterna har i sin tur störst förmåga att ta upp olika ämnen till sin biomassa. En stor bladbiomassa verkar dessutom ha positiv effekt på föroreningsreduktionen, då detta förknippas med högre transpiration och därmed ett större vatten- och ämnesupptag.

För ytterligare parametrar för reningseffekt bör vidare undersökning av alternativa material än plast för flytande våtmarkers konstruktion, metod för

sedimentborttagning från kanalernas botten samt eventuella metoder för att stödja reduktion av ämnen under årets kallare säsong undersökas vidare. Det faktum att lignosanvändning inte alls har undersökts inom ramen för detta arbete, vore detta ytterligare en intressant dimension att undersöka ur både reningsperspektiv, men även för estetiska, biologiska och eventuellt andra värden.

De flytande våtmarkerna rekommenderas att placeras i nordöstra delen av Östra Förstadskanalen, då avrinningsområdet här är relativt stort och kvarteren häromkring potentiellt skulle gynnas av både mer vegetation och rekreativa värden. Under arbetets gång har det inte kunnat fastställas exakt hur beräkning bör ske för erforderligt antal m² flytande våtmark som krävs för att reducera föroreningshalten till acceptabla gränsvärden och därför är detta något som ytterligare behöver ses över. De värden som nåtts inom arbetet motsvarar 16 %–64 % av kanalernas totala yta, vilket trots allt påvisar någon potential för de flytande våtmarkerna. Räkneexemplet som baseras på Granbergs uppgifter är baserade på just bara en källa, men troligtvis skulle en väldigt stor area flytande våtmark vara nödvändig för att reducera t.ex. mängden fosfor i Malmös kanaler. Räkneexemplet visar att en täckningsgrad på 64 % av Malmö kanalers yta skulle vara nödvändig för att uppnå den önskade effekt som krävs för reduktion, men som tidigare nämnt är detta enbart baserat på en källa, vilket gör siffran väldigt osäker. En täckningsgrad uppemot 64 % skulle i sin tur potentiellt kunna medföra andra, negativa konsekvenser såsom utestängning av solljus från vattenpelaren. Detta kan bidra till minskad primärproduktion och i sin tur en minskad syrehalt i vattnet. Därtill bidrar rotsystemen till en flödesreduktion i vattnet, vilket i denna mängd kanske skulle kunna påverka den totala vattenströmningen i kanalerna negativt. Dessutom skulle en så pass hög täckningsgrad av kanalerna konkurrera med möjligheterna för andra aktiviteter i kanalerna, såsom SUP-paddling och båtuthyrning.

Den vegetation som bedöms ha goda förutsättningar att rena vatten i bräckt vatten i skånskt klimat är: *Cyperaceae* (halvgräsfamiljen), *Carex* sp. (starrar), *Carex acuta* (vasstarr), *Iris pseudacorus* (gul svärdslilja), *Juncus conglomeratus* (knapptåg), *Comarum palustre* (kråklöver), *Filipendula ulmaria* (älgört) och *Typha latifolia* (bredkaveldun). Det verkar vara gynnsamt att använda större kvaliteter både utifrån litteratur och praktiska erfarenheter från befintliga projekt. Örtpluggplantor verkar ha svårare att stå emot slitage och bete av fåglar, samt att större kvaliteter generellt är mer motståndskraftiga. Etableringen av de flytande våtmarkerna bör ske under vår eller höst för att minimera risken för uttorkning hos växterna. Skötselinsatser som rekommenderas är kontroll av förankringen minst en gång per år, samt skörd och avlägsnande av skördad vegetation två gånger per år i syfte att avlägsna föroreningsämnen – en gång under sommaren och en gång innan nedvisnandet av växtdelar. Då gynnande av finrötter ses som positivt skulle VA Syd kunna utföra skörd av ovanjordiska delar på hälften av de flytande våtmarkerna och på

rotsystemet på hälften, för att se vilka fysiska effekter behandlingen ger på rotbeskärning.

Rekreativa värden i samband med flytande våtmarker skulle kunna utgöras av bl.a. odlingsmöjligheter, förgröning av området kring Slussplan eller genom direkta sammankopplingar som skulle kunna gynna de flytande våtmarkerna. Detta skulle kunna utgöras av att aktiviteter ovan mark aktiverar vattencirkulering i kanalerna, eller att de aktiviteter som sker i kanalerna i dagsläget skulle kunna bidra till omrörning och syretillförsel i vattnet. Informationsskyltar och/eller gestaltning skulle ytterligare kunna sammanlänka denna koppling på markplan.

Det faktum att inga tillfrågade befintliga flytande våtmarksprojekt genomfört uppföljande mätningar på vattenkvaliteten ger ytterligare en öppning för vidare forskning. De tester som genomförts i litteratur sker ofta under kontrollerade förhållanden, vilket å ena sidan kan ge tydliga indikationer på just de flytande våtmarkernas reningspotential och -effekt. Å andra sidan är det i praktiska sammanhang med platsspecifika faktorer som de ska användas inom, vilket gör att långtidsmätningar i befintliga projekt vore intressanta. Troligtvis är det ännu en lång väg att gå tills vi kan förutse vilka effekter flytande våtmarker kan ha i våra fysiska miljöer, men detta arbete skulle kunna ses som ett försök till en start på vägen för att försöka förstå de processer och parametrar som kan påverka de val och aspekter som ingår i utformningen av flytande våtmarker. De flytande våtmarkerna är, som tidigare nämnts, *en* del i arbetet med vattenkvalitetsförbättringen på sikt och inom arbetet med nu- och framtida tillgång på rent vatten, i tillräcklig mängd, för nuvarande och framtida generationer.

Referenser

- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening*. (Rapport Nr 2016-05). Bromma: Svenskt vatten.
<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/kunskapssammanstallning-dagvattenrening/> [2021-11-10]
- Borne, K. E., Fassman, E. A. & Tanner, C. C. (2013). *Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc*, Ecological Engineering, 54, 173-182.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.031>
- Bärg, A. (2013). *Konstgjorda våtmarksöar – flytande reningsverk?* (Självständigt arbete vid TLJ-fakulteten) Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för landskapsarkitektur, -planering och -förvaltning/
Landskapsingenjörsprogrammet.
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-2369> [2021-11-16]
- Choudhury, M. I., Segersten, J., Hellman, M., Mckie, B., Hallin, S. & Ecke, F. (2019). *Importance of plant species for nitrogen removal using constructed floating wetlands in a cold climate*, Ecological Engineering, 138, 126-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.012>
- Den virtuella floran (2000). Älggräs.
<http://linnaeus.nrm.se/flora/di/rosa/filip/filiulm.html> (Uppdaterad senast: 2000-05-30, Tillgänglig via:
<https://web.archive.org/web/20190815042638/http://linnaeus.nrm.se/flora/di/rosa/filip/filiulm.html>) [2022-01-02]
- Den virtuella floran (2008a). Kråklöver. (Uppdaterad senast: 2008-10-15, Tillgänglig via:
<https://web.archive.org/web/20190724235112/http://linnaeus.nrm.se/flora/di/rosa/poten/potepal.html>) [2022-01-02]
- Den virtuella floran (2008b). Svärdsilja. (Uppdaterad senast: 2008-10-15, Tillgänglig via:
<https://web.archive.org/web/20190731014815/http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/irida/iris/irispse.html>) [2022-01-02]
- Den virtuella floran (2009). Knapptåg. (Uppdaterad senast: 2009-05-11, Tillgänglig via:
<https://web.archive.org/web/20191106122845/http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/junca/juncu/junccon.html>) [2022-01-02]
- Den virtuella floran (2010). Vasstarr. (Uppdaterad senast: 2010-02-22, Tillgänglig via:

- <https://web.archive.org/web/20200709061709/http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/cypera/carex/careacu.html>) [2022-01-02]
- Den virtuella floran (2015). *Bredkaveldun*. (Uppdaterad senast: 2015-01-15, Tillgänglig via: <https://web.archive.org/web/20200207132643/http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/typha/typha/typhlat.html>) [2022-01-02]
- Folkhälsomyndigheten (2009). *Grönområden för fler – en vägledning för bedömning av närhet och attraktivitet för bättre hälsa*. (R 2009:02) Östersund: Statens Folkhälsoinstitut. ISBN: 978-91-7257-604-9. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/publicerat-material/publikationsarkiv/g/gronomraden-for-fler/> [2022-01-02]
- Granberg, Y. (2019). *Flytande våtmarksöar i vattenreningssyfte i tempererade klimat – med fokus på urbana miljöer, plantval och näringsreducering*. (Självständigt arbete i trädgårdsvetenskap) Sveriges Lantbruksuniversitet. Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap/Trädgårdsingenjör: odling – kandidatprogram. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-10752> [2021-12-06]
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens författningssamling*, Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf> [2021-12-25]
- Headley, T. R., & Tanner, C. C. (2012). *Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology*, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 42:32, 2261-2310. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574108>
- Kumwimba, M. N., Batool, A. & Li, X. (2021). *How to enhance the purification of traditional floating wetlands (FTWs) at low temperatures: Strengthening strategies*, Science of the Total Environment, Volume 766, Article 142608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142608>
- Länsstyrelsen Skåne (2021). *Vattenförvaltning*. <https://www.lansstyrelsen.se/skane/miljo-och-vatten/vattenforvaltning.html> [2021-11-10]
- Malmö Stad (2014). *Program för utveckling av Malmös kanalrum*. <http://projektering.nu/files/Kanalprogram.pdf> [2021-12-22]
- Malmö Stad (2021). *Utegy*. https://kartor.malmo.se/rest/leaf/1.0/?zoom=12¢er=12.99099,55.5634&ol=utegym&bl=stadskartan_ggb&config=../configs-1.0/tema_upplevaochgora.js (Valda kartsnitt: Temalekplatser, Lekplatser, Utegy, Spontanidrottsplats, Odlingslotter, Kolonier) [2022-01-02]
- Schück, M. & Greger, M. (2019a). *Plant traits related to the heavy metal removal capacities of wetland plants*, International Journal of Phytoremediation. 2020, Vol. 22, No. 4, s. 427-435. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1669529>

- Schück, M. & Greger, M. (2019b). *Rening av dagvatten i flytande våtmark – val av växter*. (Rapport Nr 2019-24). Bromma: Svenskt Vatten.
<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/rening-av-dagvatten-i-flytande-vatmark-val-av-vaxter/> [2021-11-09]
- SMHI (2021). *Vegetationsperiod*.
<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/fenologi/vegetationsperiod-1.6270> [2021-12-22]
- Spangler, J. T., Sample, D. J., Fox, L. J., Albano, J. P. & White, S. A. (2019). *Assessing nitrogen and phosphorus removal potential of five plant species in floating treatment wetlands receiving simulated nursery runoff*, Environmental Science and Pollution Research (2019) 26:5751-5768.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-3964-0>
- Urban Green (2021). *Flytande våtmark*. <https://urbangreen.se/produkt/flytande-vatmark/> [2021-11-12]
- VA-guiden (2013). *Flytande våtmark har Sverigepremiär i Täby*.
<https://vaguiden.se/2013/08/flytande-vatmark-har-sverigepremiar-i-tabby/> [2021-11-10]
- Vattenmyndigheterna (2021). *EU:s vattendirektiv*.
<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/eus-vattendirektiv.html> [2021-11-17]
- Veg Tech (2021a). *Flytande våtmark*.
<https://www.vegtech.se/produktinformation/flytande-vatmark/> [2021-11-12]
- Veg Tech (2021b). *Strandmatta*.
<https://www.vegtech.se/produktinformation/strandmatta/> [2021-12-02]
- Veg Tech (2021c). *Strandmatta – katalog*. https://www.vegtech.se/wp-content/uploads/2020/09/VegTech_Katalog_Strandmatta.pdf [2021-12-13]

4.1. Opublicerade källor

- Delshammar, T. & Johansson, S. (2021). Mailkorrespondens. VA Syd. 2021-11-30.
- Leo, J. (2021). Mailkorrespondens. SLU Alnarp: Institutionen för växtförädling. 2021-12-02.
- Waernbaum, E. (2021). Mailkorrespondens. VA Syd. 2021-11-29.
- Wahlsten, A. & Larm, T. (2021). *Föroreningsberäkning Malmö*. [Opublicerad rapport]
- Veg Tech (2021d). *Växtval*. [Opublicerat dokument]

4.2. Muntliga källor

- Cassé, H. (2021). Telefonintervju. Skurups kommun. 2021-11-29.
- Hallengren, A. (2021). Telefonintervju. Malmö Stad. 2021-11-25.
- Jacobs, A. (2021). Mailkorrespondens/telefonintervju. Täby kommun. 2021-11-15.
- Lind, J. (2021). Telefonintervju. Peab Lomma. 2021-12-17. [Berörd text godkänd muntligt 2021-12-20]
- Lundberg, J. (2021). Telefonintervju. Urban Green. 2021-11-26.
- Nyström, P. (2021a). Telefonintervju. Ekoll. 2021-11-29.
- Nyström, P. (2021b). Telefonintervju. Ekoll. 2021-12-03.
- Pettersson, L. (2021). Telefonintervju. Veg Tech. 2021-11-18.
- Skytte af Sättra, E. (2021). Telefonintervju. Veg Tech. 2021-11-22.
- Olsson, L. (2021). Telefonintervju. NSVA (Nordvästra Skånes Vatten & Avlopp). 2021-11-22. [Berörd text godkänd muntligt 2021-12-15]
- Olström, L. & Hedlund, A. (2021). Mailkorrespondens/telefonintervju. Lomma kommun. 2021-11-26.
- Springe, J. (2021). Telefonintervju. Svedala kommun. 2021-11-25.
- Syde, N. (2021). Telefonintervju. Helsingborgs kommun. 2021-11-22.

4.3. Bildkällor

- Wahlsten, A. & Larm, T. (2021). *Föroreningsberäkning Malmö*. [Opublicerad rapport]
- Google (2021). Google ©2021 Aerodata International Surveys, CNES / Airbus, Lantmäteriet/Metria, Maxar Technologies, Map data ©2021. <https://www.google.se/maps/@55.6052491,13.003831,1249m/data=!3m1!1e3> [2021-12-02]
- Google (2022). Google ©2021 Aerodata International Surveys, CNES / Airbus, Lantmäteriet/Metria, Maxar Technologies, Kartdata ©2022. <https://www.google.se/maps/place/Slussplan,+211+30+Malm%C3%B6/@55.6085265,13.0117599,850m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x4653a3e442d10b77:0xb31626c8718c670!8m2!3d55.6088143!4d13.0139392> [2022-01-02]
- Veg Tech (2019). *Flytande våtmark*. https://www.vegtech.se/wp-content/uploads/2020/10/VegTech_anvisning_FlytandeVatmark_monterin_g_skotsel.pdf [2021-11-29]

Tack

Ett stort tack riktas till min huvudhandledare Arne och min biträdande handledare Tim, för ert stöd med vägledning, input, kunskap, tips, goda idéer, struktur och formalia samt för välvilja att bibehålla mitt lugn och fokus under arbetets gång. Sist, men absolut inte minst, vill jag tacka alla de personer som besitter praktiska- och branscherfarenheter och som tagit sig tid att svara på mina frågor och berätta om sina erfarenheter.

Bilaga 1

Jämförelseberäkning av Granbergs (2019) beräkningar av erforderlig yta flytande våtmark i förhållande till en vegetationsperiod på 220 dagar i Skåne (SMHI, 2021).

	N	P
Volym, Malmös kanaler (Malmö Stad, 2014)	800 000 000 L	
Nödvändig reduktion (Granberg, 2019)	$282 \mu\text{g/L} \times 800\,000\,000 \text{ L}$ $=225\,600\,000\,000 \mu\text{g}$ $=225\,600 \text{ g}$	$44,5 \mu\text{g/L} \times 800\,000\,000 \text{ L}$ $=35\,600\,000\,000 \mu\text{g}$ $=35\,600 \text{ g}$
Bedömd reduktion per år (Granberg, 2019) per vegetationsperiod (SMHI, 2021)	$310 \text{ g/m}^2/\text{år}$ $220 \text{ dagar} \approx 0,6 \text{ år}$ $310 \times 0,6 = 186 \text{ g/m}^2/\text{år}$	$10,3 \text{ g/m}^2/\text{år}$ $220 \text{ dagar} \approx 0,6 \text{ år}$ $10,3 \times 0,6 = 6,18 \text{ g/m}^2/\text{år}$
Erforderlig yta flytande våtmark för reduktion	$225\,600 \text{ g} / 186 \text{ g/m}^2/\text{år}$ $=1212,903... \text{ m}^2$ $\approx 1220 \text{ m}^2$	$35\,600 \text{ g} / 6,18 \text{ g/m}^2/\text{år}$ $=5760,517... \text{ m}^2$ $\approx 5770 \text{ m}^2$
Andel yta flytande våtmark i förhållande till Malmös kanaler	$1220 \text{ m}^2 / 322\,160 \text{ m}^2$ $=0,00378...$ $\approx 0,38 \%$	$5770 \text{ m}^2 / 322\,160 \text{ m}^2$ $=0,0179...$ $\approx 1,8 \%$

Bilaga 2

Beräkning av erforderlig yta flytande våtmark för reducering av kväve- och fosforhalt i Malmös kanaler utifrån StormTacs (Wahlsten & Larm, 2021) föroreningsmängder (figur 2). Beräkningarna har gjorts utifrån underlag av Wahlsten & Larm (2021), Malmö Stad (2014), SMHI (2021) och Granberg (2019). Erfordrad yta flytande våtmark avrundas uppåt för att möta reningsbehovet.

	N	P
Volym, Malmös kanaler (Malmö Stad, 2014)	800 000 000 L	
Referensvärde, önskad halt (Granberg, 2019)	200 µg/L =0,000200 g/L	12,5 µg/L =0,0000125 g/L
Ämneshalt (Wahlsten & Larm, 2021) per volym (Malmö Stad, 2014)	10 000 kg/år =10 000 000 g/år 10 000 000 g/år / 800 000 000 L =0,0125 g/L/år	1300 kg/år =1 300 000 g/år 1 300 000 g/år / 800 000 000 L =0,001625 g/L/år
Reduceringsbehov	0,0125-0,000200 =0,0123 g/L 0,0123 g/Lx800 000 000 L =9 840 000 g =9840 kg	0,001625-0,0000125 =0,0016125 g/L 0,0016125 g/Lx800 000 000 L =1 290 000 g =1290 kg
Reducering per m ² flytande våtmark (Granberg, 2019) och vegetationsperiod (SMHI, 2021)	Reduktion: 0,845 g/m ² /dag 220 dagar 220x0,845=185,9 g/m ² /år =0,1859 kg/m ² /år	Reduktion: 0,0282 g/m ² /dag 220 dagar 220x0,0282=6,206 g/m ² /år =0,006204 kg/m ² /år
Erforderlig yta flytande våtmark	9840 kg / 0,1859 kg/m ² /år =52 931,683... m ² ≈52 932 m²	1290 kg / 0,006204 kg/m ² /år =207 930,367... m ² ≈207 931 m²

	N	P
Andel yta flytande våtmark i förhållande till Malmös kanaler	52 392 m ² / 322 160 m ² =0,1643... ≈ 16,4 %	207 931 m ² / 322 160 m ² =0,6454... ≈ 64,5 %