



Examensarbete Institutionen för ekologi



En uppföljning av floran i Enköpings vattenpark Kan anlagda våtmarker med vattenrening som huvudsyfte bidra till naturvård och biologisk mångfald?

Erika Hedberg

MAGISTERUPPSATS I BIOLOGI, D-NIVÅ, 30 HP

HANDEDARE: ANDERS GLIMSKÄR, INST. F. EKOLOGI

EXAMINATOR: PETER REDBO-TORSTENSSON, INST. F. EKOLOGI

Examensarbete 2008:12
Uppsala 2008

SLU, Institutionen för ekologi
Box 7044, 750 07 Uppsala

En uppföljning av floran i Enköpings Vattenpark

Kan anlagda våtmarker med vattenrening som huvudsyfte bidra till naturvård och biologisk mångfald?

The wetland flora in Enköpings Vattenpark:
Can wetlands constructed for nutrient retention also contribute to increased biodiversity?

Författare: Erika Hedberg

Handledare: Anders Glimskär, Inst f. ekologi

Examinator: Peter Redbo-Torstensson, Inst f. ekologi

Nyckelord: våtmarksvegetation, anlagda våtmarker, naturvård, biologisk mångfald
Magisterexamen i biologi, Avancerad D, 30 hp, kurskod: EX 4098

Examensarbete 2008:12

Uppsala 2008

SLU, Institutionen för ekologi

Box 7044, 750 07 Uppsala

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	5
Abstract	6
Inledning	7
Bakgrund	8
Våtmarker nu och då	8
Effekter av våtmarker som ekosystem	8
Att mäta naturvärden	10
Ekologi och hydrologi i våtmarker	13
Störning och ekologiska successioner	13
Våtmarksväxter	14
Specifika arter knutna till Vattenparken	15
Anlagda våtmarker och Vattenparken i Enköping	17
Vegetationens betydelse i anlagda våtmarker	17
Vattenparkens historia och målsättning	17
Metod	21
Inventeringsmetodik	21
Statistiska analyser	22
Resultat	24
Vattenparkens arter och påverkansfaktorer	24
Variation och jämnhet	32
Ellenbergs indikatorvärden	33
Naturvärdesanalys	34
Diskussion	35
Slutsatser	37
Tack	38
Referenser	41
Bilaga 1: Fuktängsfröblandning	42
Bilaga 2: Vattnets väg i Vattenparken	43
Bilaga 3: Artfördelning, totalt och zonvis	44
Bilaga 4: Lokalisering av planteringsåtgärder	46
Bilaga 5: Total artlista	47
Bilaga 6: Madängsflora i tröskelpartiet	48

SAMMANFATTNING

Våtmarker är betydelsefulla ekosystem och utgör habitat för både vanliga och hotade arter. I Sverige och på många andra platser i världen är det brist på våtmarker i landskapet. En uttalad vilja finns att åtgärda denna brist genom restaureringar av befintliga våtmarker med nedsatt funktion samt även med nykonstruktioner. Uppföljning och utvärdering är ett viktigt steg för att optimera anlagda våtmarkers funktioner. Vattenparken i Enköping anlades 1999 – 2000 för behandling av dagvatten som tidigare släppts ut orenat i Mälaren. I anläggningsskedet gjordes en omfattande insats för att gynna biologisk mångfald genom framförallt utplantering av våtmarksvegetation.

Denna studie innefattar en florainventering som genomfördes sommaren 2008 och har som mål att utvärdera Vattenparkens bidrag för flora- och faunavärden. Resultatet från inventeringen visar att artantalet i Vattenparken är relativt stort men att fördelningen är mycket ojämn. En tydlig dominans av bredkaveldun och jättestarr noterades, och dessa båda arter täcker mer än hälften av ytan i de inventerade områdena. De olika typerna av plantering har en signifikant påverkan på artantal och diversitet. Vattenparken har en positiv effekt på biologisk mångfald i området, även hos andra organismgrupper som till exempel fåglar, reptiler och evertebrater. Dock finns en risk att utvecklingen går mot ett allt mer enformigt och artfattigt artsamhälle, framför allt för vegetationen.

Åtgärder som bedöms öka förutsättningarna för en variationsrik artsammansättning i Vattenparken är dels bekämpning av bredkaveldun (med framförallt mekaniska metoder som slåtter) och dels införandet av naturliga flödesvariationer. Vid nyanläggningar av våtmarker föreslås utformning av två sammanlänkade dammsystem där artrikedom och reningsfunktion optimeras var för sig. Därmed kan naturlig hydrologi upprätthållas för att skapa ett livskraftigt våtmarkshabitat utan att äventyra reningseffekten.

ABSTRACT

Wetlands are important ecosystems and form habitat for both common and threatened species. In Sweden, as well in many other places on earth, there is a lack of wetlands. There is an expressed will to adjust this lack through restoration of wetlands with reduced function and through construction of new wetlands. Follow-ups and evaluations are important steps to optimize these actions. The wetland Vattenparken was constructed 1999 – 2000 for treatment of surface water. During the construction a big effort was made to ensure the benefits for biodiversity, mainly through planting of wetland vegetation and introduction of wetland plant species.

This study involves an inventory of the flora of the constructed wetland Vattenparken that was made in the summer 2008. The goal with the study is to evaluate the contribution of the wetland for biodiversity. The result of the inventory shows that the wetland includes a high number of species but a very uneven distribution. Cattail (*Typha latifolia*) and common reed (*Phragmites australis*) was found to dominate and these two species cover more than half of the inventoried area. The different types of planting have a significant effect on number of species and on diversity. The wetland Vattenparken has a positive impact on biodiversity in the region, probably also on other groups of organisms than plants, such as birds, reptiles and evertebrates. Though, there is a risk of an ecological community with more uniform structure and with less species in the future, because of competition from increasingly dominant plant species.

Arrangements which are supposed to increase the conditions for a high biodiversity in the wetland Vattenparken is to eliminate the common reed (through mainly mechanical methods as mowing) and introduce natural variations of the water-level. A proposal for new constructed wetlands is to build two connected systems of pools where biodiversity and water treatment are optimized separately. Consequently, naturally hydrology can be maintained to create a viable habitat without risking the effect of the process of water treatment.

INLEDNING

Vatten är källan till allt liv. Levande varelser nyttjar vatten bland annat för att släcka törsten, för att söka föda, som barnkammare eller parningsplats, för att hitta skydd och gömställe, eller för att bara njuta av naturens skönhet. Våtmarker utgör flera arters huvudsakliga habitat och ytterligare arter är kopplade till våtmarker under delar av sin livscykel. Dessutom kan annars terrestra arter dra nytta av våtmarker i form av vattenmagasin under torra perioder. Våtmarker utgör ett livsavgörande habitat för många hotade och trängda arter. År 2000 var 802 av de totalt 4120 rödlistade arterna i Sverige knutna till våtmarksmiljöer (Naturvårdsverket 2007). Grodor är en välkänd och uppmärksam organismgrupp vars levnadsutrymme begränsas i samband med försvinnandet av våtmarksområden (www.amphibianark.org/yearofthefrog.htm).

Allt oftare uppmärksammas våtmarker för deras vattenrenande funktion både inom reningsverk och i anslutning till intensivt brukad jordbruksmark. För allmänheten kan våtmarker i stadsnära miljö dessutom bidra med både naturkänsla och insikt om miljövårdens betydelse (Ehrenfeld 2000 och Löwgren *et al.* 2002). Viljan är ofta stor att utforma nyanlagda våtmarker för att gynna biologisk mångfald utan att därmed äventyra reningseffekten. För att kunna optimera detta andrahandssyfte är utvärdering och uppföljning av redan anlagda våtmarker av största vikt.

Vattenparken i Enköping anlades 1999 – 2000. Dammen är en del i Enköpings kommuns handlingsplan för att minska utsläppen av närsalter i Mälaren. Våtmarken är anlagd på åkermark och tar emot dagvatten som tidigare släpptes ut orenat i Mälaren. Ett av delmålen vid skapandet av Vattenparken var att gynna biologisk mångfald (Byström 2002).

Syfte, frågeställning och hypotes

Erfarenheter och uppföljning är mycket viktigt för målsättningen att höja naturvärdet i anlagda våtmarker där huvudsyftet är vattenrening. Den här studien utgör en utvärdering av Vattenparken i Enköping och har som mål att dra slutsatser om huruvida åtgärderna för att gynna biologisk mångfald har lyckats. De frågor som jag önskar besvara är: "hur gynnar Vattenparken naturvärden", "kan naturvärdeseffekten fördjupas" och "kan dessa slutsatser användas för att förstärka naturvårdsarbetet i nyanlagda våtmarker". Risken vid anläggning av våtmarker är att växter utan något större naturvärde, såsom vass och kaveldun, konkurrerar ut övriga växter. Resultatet blir begränsad mångfald av både växter och djur. Vattenparken har en tydlig skötselplan, vars syfte delvis är att undvika dessa monokulturer och det har därtill genomförts omfattande utplanteringar av både frön, pluggplantor och jordklumpar. Den hypotes jag vill testa är att dessa åtgärder har bidragit till att öka artdiversiteten och därmed våtmarkens positiva värden för naturvärden. Vidare testar jag hypotesen att Ellenbergs indikatorvärden kan användas för att förklara en del av artsammansättningen i Vattenparken.

BAKGRUND

Våtmarker nu och då

Enligt riksdagens miljömål Myllrande våtmarker bör tillskottet i Sverige av nya våtmarker uppnå 12 000 ha till 2010. Detta är för att kompensera försvinnandet av viktiga habitat och minska risken för ytterligare artförluster (Naturvårdsverket 2007). Ett sätt att angripa problemet är genom restaurering av befintliga våtmarker där funktionen av någon anledning inte är tillfredsställande. Detta görs bland annat genom att återställa den lokala hydrologin, införa betesdrift eller röja bort igenväxningsvegetation. Emellertid är arealen av våtmarker som lämpar sig för restaurering otillräcklig. Därför behövs även nyanläggning för att tydliga effekter ska kunna uppnås och resultera i en vändning av den negativa utvecklingen.

Den bakomliggande orsaken till miljömålet är att det i allt större utsträckning råder brist på våtmarker i landskapet. I Sverige beror detta delvis på utdikning för att uppnå förbättring och utökning av jord- och skogsbruksarealen men påtagliga hydrologiska förändringar kan även ha orsakats av omfattande reglering av vattendrag för energiutvinning. Jordbrukslandskapets vattenytor har ytterligare utarmats genom täckdikning. Befintliga våtmarker hotas i stor utsträckning av igenväxning där processen sker i allt snabbare takt då vattnet har blivit näringsrikare. Igenväxning påskyndas vidare av utebliven naturlig vattenståndsregim med årliga översvämningar.

För att stimulera utökningen av arealen våtmarker finns idag ett ekonomiskt system med miljöersättningar, vilket delvis finansieras via EU, men ersättningen uppgår högst till 90 % av tillverkningskostnaden av det enskilda objektet. I tider med stigande spannmålspriser utgörs ytterligare en stötesten av att ingen kompensation ges för utebliven inkomst från marken. Det kan även finnas en subtilare, kulturellt betingad uppfattning om våtmarkers negativa innebörd vilket minskar intresset för markägare att konstruera nya våtmarker. Flertalet människor kopplar säkerligen samman våtmarker med extrema myggsvärmar, vilket inte behöver stämma (Lundström och Leonardsson 2002). Samtidigt har den äldre generationen kämpat för att öka arealen bördig jord- och skogsbruksmark och har svårigheter med att förstå meningen med att marken åter ställs under vatten.

Effekter av våtmarker som ekosystem

Ett flertal värden kan kopplas samman med våtmarker. De direkta och indirekta nyttor människor har av naturen definieras som ekosystemtjänster (Hellmark 2007). En sammanfattande lista över de ekosystemtjänster som våtmarker ger upphov till ses i tabell 1 (Tonderski *et al.* 2002). Förutom de reglerande, försörjande, och kulturella tjänster som listas i tabellen så bidrar våtmarker med stödjande tjänster i form av fotosyntes, primärproduktion, närings- och vattenflöden. De stödjande tjänsterna utgör stommen för övriga tjänster. De funktioner en viss våtmark kan erbjuda är beroende av våtmarkstypen, placeringen i landskapet samt omkringliggande ekosystem. Det är därmed inte självklart att få ut alla dessa ekosystemtjänster från en och samma våtmark.

Tabell 1. Exempel på fem viktiga ekosystemtjänster som våtmarker kan bidra med.

Ekosystemtjänst	Typ av tjänst
Vattenmagasinerings	Reglerande tjänst
Produktion och resursåtervinning	Försörjande tjänst
Upplevelse och kunskap	Kulturell tjänst
Vattenrening	Reglerande tjänst
Biologisk mångfald	Effekt av de stödjande tjänsterna samt i många fall en förutsättning för de övriga

Vattenmagasiner

Våtmarker kan, liksom sjöar, ha en utjämnande effekt på vattenflöden. Dock är våtmarker relativt sett mindre i volym, och utjämnningseffekten är därmed varierande. Framför allt spelar lokaliseringen i avrinningsområdet stor roll för den uppnådda effekten. Högre upp i ett avrinningsområde är flödesvariationerna större, och här ger magasineringsförmågan påtagligare effekt. I Sverige har utbyggnaden av vattenkraft resulterat i den största antropogena påverkan på hydrologi och vattenbalans. Omfattande utdikningar och sjösänkningar för att förbättra jord- och skogsbruksmark har inte haft en lika påtaglig effekt på vattenmängden i landskapet. Däremot påverkas hydrologin av dikning genom vattnets förändrade uppehållstider och flödesvägar. Ett resultat av vattnets påskyndade hastighet mot recipienten kan vara ökad transport av näringsämnen från framför allt åkermark (Arheimer och Bergström, 2002). Sålunda kan våtmarkers funktion som vattenmagasin bidra till minskad övergödning förutsatt att placering och form motsvarar de lokala behoven (Feuerbach 1998). Vidare finns möjlighet att utnyttja våtmarkers vattenmagasin för bevattning, vilket kan bidra till säkrare och större skördar (Arheimer och Bergström 2002).

Produktion och resursåtervinning

En bristande faktor i jordbruket har alltid varit markens innehåll av tillgängliga näringsämnen. I det äldre jordbruket, från tidig bronsålder, ca 1000 f Kr, fram till den agrara revolutionen, ca 1850 – 1900, var möjligheten att tillföra näring till jorden begränsade till röjgödsling, svedjejordbruk, översvåmningsmarker samt stallgödsel. Först i modern tid behärskar människan metoder för att producera konstgödsel och därmed är odlingen inte längre kontrollerad av markens läge eller tillgång på djur (Cserhalmi 1999). Näringsläckage från jord- och skogsbruksmark är ett mycket allvarligt problem oavsett om marken har tillförts konstgödsel eller inte. En möjlig lösning är skörd av biomassa i våtmarker och energiutvinning genom antingen rötning eller förbränning. Den näring som lämnar jord- och skogsbruksmark med avrinningen samlas upp i rötresten eller aska. Målet är i första hand att direkt återföra denna näring till den brukade marken för att skapa ett lokalt kretslopp. Att på detta sätt styra cirkulationen av näringsämnen är i dagsläget fortfarande ett område i behov av forskning men ett praktiskt genomförande av metoden skulle kunna råda bot på en komplex problematik (Weisner och Tonderski 2002). Idag utnyttjas det näringsrika vattnet från våtmarker på vissa håll till att göda energiskogsodlingar.

Upplevelse och kunskap

Människor mår bra av att vara i naturen. Många behöver naturen inte enbart för dess förmåga att mätta och värma utan även för hälsa och välbefinnande (Bertilsson 2006). Våtmarker ger, om förutsättningarna är de rätta, möjlighet till bland annat friluftsliv, hundpromenader, naturupplevelser, fågelskådning och en plats för stillhet och reflektion. I städer kan anlagda våtmarker vara de boendes enda kontakt med närliggande natur (Ehrenfeld 2000). Dessutom utgör våtmarken en bra arena för alla former av utomhuspedagogik, där ämnen som kretslopp, miljöproblem och näringsvävar kan tas upp (Tonderski *et al.* 2002).

Vattenrening

Rening av kväve, fosfor och suspenderade partiklar i en våtmark, oavsett om den är anlagd eller inte, utgörs av tre olika processer. Upptag av vegetationen, denitrifikation av bakterier samt sedimentation. Sedimentationen påverkar främst mängden fosfor och suspenderade partiklar, medan denitrifikationen uteslutande gäller kväve. Nedan följer en kort sammanfattning av vegetationens betydelse för de tre reningsprocesserna.

Det största näringsupptaget till vegetationen sker under vår och sommar när tillväxten pågår. Under vinterhalvåret frigörs näringsämnen till vattnet då växterna bryts ner. Detta kan resultera i att en uppmätt reningseffekt endast är en tidsmässig förskjutning av näringsläckaget. Sådant säsongsbetonat upptag är vanligt i vegetation som domineras av årliga medan perenner i större utsträckning lagrar näring i rotsystemet under vintern och därmed bidrar med ett upptag endast då de tillåts utöka beståndet. En begränsad del av vegetation bryts aldrig ned fullständigt och tillsammans med bundna näringsämnen begravs de i sedimentet på obestämd tid (Leonardson 2002).

Nitrifikations- och denitrifikationsbakterier står för den effektivaste reningen eftersom de omvandlar löst kväve i vattnet till ofarlig kvävgas. Ammoniumjoner som finns lösta i vattnet eller frigörs vid nedbrytningen

av organiskt material, oxideras till nitrat av nitrifikationsbakterier vid tillgång på syre. I syrefri miljö reduceras nitraten till kvävgas av denitrifikationsbakterier. Denitrifikationsprocessen är beroende av organiskt material som kol- och energikälla och Bastviken (2006) visar att retentionen är nära relaterad till vilket växtsamhälle som dominerar systemet. Förnan har ett varierande men artspezifikt innehåll av tillgängligt kol för den bakteriella processen. Våtmarksvegetationen tjänar även som substrat för en syregradient i form av en geléartad hinna vilken utgör biotop för bakterier, svampar och mikroalger. Dessa mikroorganismers syrekonsumenterande cellandning och vegetationens syregivande fotosyntes skapar ett mikrohabitat med omväxlande aeroba och anaeroba förhållanden. Denna biofilm utgör en mycket gynnsam miljö för nitrifikation och denitrifikation (Eriksson och Weisner 1996). Nitrifikation- och denitrifikationsprocessen sker dessutom i den fria vattenmassan samt i sedimentets ytskikt. I sedimentet gynnas denitrifikationen av aeroba mikrohabitat som skapas genom att växternas rötter frigör syre (Burt *et al.* 1993).

Slutligen påverkar vegetationen mängden näringsämnen och suspenderat material genom att öka sedimentationen och minska resuspensionen. Omfattande växtlighet reducerar vattnets hastighet, vilket resulterar i minskat utbyte av ämnen och partiklar mellan vattnet och sedimentet. Därutöver kan täta vegetationsbestånd minska djurs, t ex braxens, omblandning av bottenstratum vid födosök och därmed begränsa resuspensionen. Växternas struktur påverkar graden av sedimentation (Leonardson 2002). En alltför stor igenväxning kan dock leda till kanalbildning, vilket reducerar vattnets uppehållstid i våtmarken avsevärt (Feuerbach 2004).

Biologisk mångfald

Definitionerna av biologisk mångfald är närmast oändliga och beror på nivån av system men även på forskarkultur. Begreppet har dessutom olika betydelse i olika sammanhang och det kan utgöra allt från ett beskrivande koncept, ett mätbart arbetsfält inom biologin till en politisk konstruktion för att formulera mål och budgetanslag (Gaston 1998). Enligt FN:s konvention för biologisk mångfald lyder definitionen: "Biological diversity means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems.". För en ytterligare sammanfattning av olika definitioner se Gaston (1998).

Biologisk mångfald är den ekosystemtjänst från våtmarker som antagligen är svårast att utvärdera vilket grundar sig på problematiken kring att kvantitativt mäta detta begrepp. Trots att våtmarker många gånger mer eller mindre automatiskt sammankopplas med artdiversitet och biologisk mångfald finns ingen forskning som entydigt påvisar att så är fallet. Detta beror delvis på vad som utgör grunden för beräkningen. Det krävs en definition av huruvida jämförelsen står mellan andra biotoper i samma naturlandskap, mot en viss proportion av Sveriges totala artantal eller mot en godtycklig siffra som anses vara hög biologisk mångfald (Landin *et al.* 2002). Det geografiska perspektivet är en viktig faktor vid bedömningen av en våtmarks inverkan på biologisk mångfald. Till exempel kan en relativt artfattig våtmark utgöra rastplats för ett stort antal rastande fåglar och har därför stor betydelse för mångfalden i ett internationellt perspektiv. Allmänt sett ger en varierande miljö upphov till varierande växt- och djurliv. Det innebär att en våtmark med komplex form och varierande bottenstratum resulterar i ett växtsamhälle med många livsformer med varierande storlek och struktur, vilket i sin tur resulterar i en fauna med hög diversitet (Tonderski *et al.* 2002).

Att mäta naturvärden

Syftet med denna studie är att bedöma Vattenparkens eventuella bidrag till att gynna naturvärden. Detta kräver till en början en definition av vad som är värden för naturen. Vanligast är att naturvärdesbegreppet kopplas samman med förbättrade livsbetingelser för dels ett generellt större antal arter och dels hotade, och därmed ovanliga, arter. Det sekundära målet vid anläggandet av Vattenparken har varit just att gynna biologisk mångfald.

Biologisk mångfald

En grundläggande fråga är på vilken nivå, alfa- (lokal) eller betanivå (regional), mätningen ska göras. Ses begreppet biologisk mångfald över global nivå är det inte självklart att stor artrikedom är eftersträvarvärd på alla platser. Till exempel kan en miljö med lägre artantal hysa ovanliga arter på landskapsskalan och dessa riskerar att försvinna om miljön förändras för att gynna fler men vanligare arter. Att öka artrikedomen lokalt kan följaktligen innebära att den minskar globalt (Keddy 2000). Utgångspunkten för klassificering av hotade

arter är den internationella rödlistan (Gärdenfors 2005). Här uppmärksammas även om en viss art inte är hotad i det aktuella landet men hotgraden i övriga länder är så pass hög att arten ändå bör ses som skyddsvärd.

Förutom problematiken kring lokal och global nivå vid mätningen av biodiversitet finns frågan om vilket element som ska utgöra grunden för bedömningen. Här rör sig skalan från gener till populationer, arter, släkten, funktionella grupper, vidare över till habitat och ekosystem. I praktiken kopplas biologisk mångfald ofta direkt samman med antal arter och stor artrikedom är det självklart eftersträfvansvärda (Gaston 1998). Biologisk mångfald motsvaras dock inte automatiskt av artrikedom, vilket är betydelsefullt att poängtera. Då fördelningen mellan de representerade arterna inte visas någon hänsyn ger detta tankesätt en otillräcklig beskrivning av samhället (Keddy 2000). För att få en fullständig bild av artsammansättningen bör även fördelning och dominans belysas (Gaston 1998). Detta görs med hjälp av diversitetsindex som tar hänsyn till både artrikedom och jämnheten (individernas fördelning mellan de olika arterna) och följaktligen i större utsträckning beskriver det specifika samhällets funktion (Bibby 1998). Två vanligt förekommande index som beskriver diversiteten i ett artsamhälle är Shannons index och Simpsons index. Shannons index tar större hänsyn till ovanliga arter medan Simpsons index lägger högre vikt vid förändringar hos de vanliga arterna (Peet 1974, Magurran 2004).

Slutligen kan konstateras att mätningar av biologisk mångfald aldrig kommer ge ett fullständigt "sant" resultat. Svårigheterna med att göra en inventering är påtagliga, breda kunskaper om artbestämning är nödvändiga, tiden räcker sällan och dessutom är många platser av biologiskt intresse otillgängliga. Problematiken involverad med att göra korrekta bedömningar av artsammansättningen i ett ekosystem resulterar i att inga inventeringar registrerar exakt alla arter och alla individer. Trots detta har behovet av att bedöma och mäta biologisk mångfald aldrig varit större än idag med tanke på den allt snabbare utdöendetakten av jordens arter (Magurran 2004 och Pimm 1998). De frågor som oftast ställs är av jämförande karaktär, är ett område mer diversitetsrikt än ett annat eller har diversitet förändrats över tid på en enskild lokal. Om komplexiteten med diversitetsmätningar tas i beaktning kan beräkningarna ofta ge värdefull information. Hur pålitligt svaret kan bedömas vara motsvaras av trovärdigheten i utgångsdata (Magurran 2004).

Indikatorvärden och Ellenberg

En viktig del av den här studien handlar om att beskriva kärlväxtfloran i Vattenparken och hitta förklaringar till variationen mellan olika områden. Vidare finns det en önskan om att se de orsakssamband som förklarar artsammansättningen för de områden som representerar hög respektive låg biologisk mångfald. En strategi för att uppnå denna målsättning är att dela in växterna i kategorier istället för att betrakta varje art individuellt. Förutom att ge en förklaring till artsammansättningen i Vattenparken finns en förväntan om att grundat på resultatet kunna dra slutsatser inför framtiden. Finns det vissa arter som bör undvikas vid anläggningen av en våtmark? Ska växter med vissa egenskaper prioriteras i strävan efter att skapa variationsrika miljöer?

Indikatorvärden beskriver växternas "ekologiska uppförande" med avseende på ett antal olika distinkta miljöfaktorer. Värdet motsvarar artens förekomst i fält inkluderat konkurrens från andra växter. Ellenberg *et al.* (1992) skiljer det ekologiska uppförandet från det fysiologiska, vilket i sin tur motsvarar artens toleransnivå i frånvaro av andra växter. Indikatorvärden kan anses ge en mer fullständig bild av en plats miljöförhållanden än bedömning med hjälp av indikatorarter eftersom flera arters sammanslagna ekologiska tolerans är snävare än en enskild arts anpassningsbarhet. Användningsområdet för indikatorvärden är brett och det kan till exempel utnyttjas vid miljöövervakning där jämförelser av floran görs över tid i områden som riskerar att utsättas för utsläpp, försurning eller övergödning. Omvänt kan en sammanställning av indikatorvärden utgöra grunden för en jämförelse mellan geografiskt skilda platser som hyser liknande förutsättningar. Dessutom kan indikatorvärdena utnyttjas till att beskriva vilken miljö hotade arter är knutna till och på sätt koncentrera naturskyddet till just dessa miljöer (Diekmann 2003).

Avsikten med att använda Ellenbergs indikatorvärden i den här studien är att kategorisera Vattenparkens flora och tolka trender i de olika inventeringsområdena. Fördelarna med Ellenbergs indikatorvärden är att de är övergripande, flera olika värden finns definierade för varje art, samt att de är väl beprövade i ett flertal tidigare studier (Diekmann 2003). Ett urval av de indikatorvärden som anses ha relevans för beskrivning av växterna i Vattenparken visas i tabell 2. Utifrån detta beräknas sedan ett vägt medelvärde som i sin tur beskriver växtsamhället på inventeringsplatsen. Vägningen av medelvärdet kan göras på två sätt, antingen

utgörs den enbart av närvaro eller icke närvaro för varje enskild art eller av artens utbredning. Vilket mått som används är beroende på målet med inventeringen och vad resultatet förväntas beskriva. Trots en debatt i frågan konstaterar Diekmann (2003) att resultaten, med några få undantag, inte skiljer sig mycket från varandra.

Även om användandet av generaliseringar, som indikatorvärden ändå måste sägas vara, inte är odiskutabelt och att även viss kritik har väckts mot Ellenbergs indikatorvärden kan de eventuellt avslöja orsakssamband till florans sammansättning i Vattenparken. Så länge medvetenheten finns att det är just förenklingar av verkligheten kan de utgöra ett verktyg för tolkningen av mönster i inventeringsdata.

Tabell 2. Sammanfattning av Ellenbergs indikatorvärden för fuktighet, näring och dominans (Ellenberg *et al.* 1992).

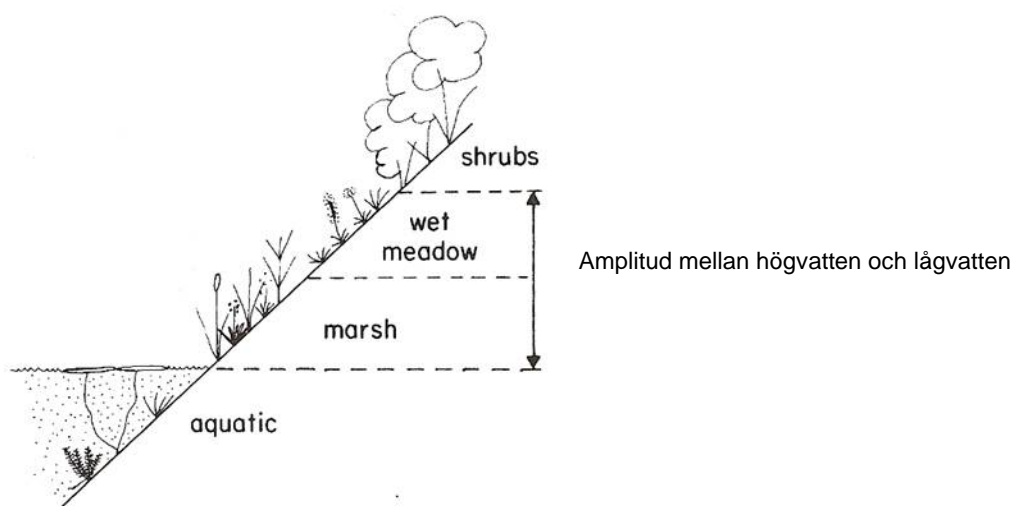
F	Fuktighetsvärde
1	indikator av extrem torra
3	finns oftare på torr mark än på fuktig
5	fuktighetsindikator, påträffas på platser där det varken är helt torrt eller helt blött
7	växer på något fuktigare platser men ej på våt jord
9	indikator av våta marker, ofta vid vattenmättade eller syrefattiga jordar
10	indikator av platser som ibland översvämmas men som aldrig översvämmas för längre tid
11	växter som är rotade undervatten men som antingen flyter på eller ibland befinner sig ovanför ytan
12	undervattensväxter, permanent eller nästan konstant under vattnet
N	Värde på kväverelation
1 –	indikator av jordar med extremt lite tillgängligt kväve –
9	indikator på jordar extremt mycket tillgängligt kväve
D	Dominans
1	högst isolerad, endast en eller få individer
3	i mycket små grupper eller isolerad
5	alltid i grupper men sällan dominerande
7	ofta dominerade eller i stora grupper
9	nästan alltid dominerade eller i stora bestånd

EKOLOGI OCH HYDROLOGI I VÅTMARKER

Störning och ekologisk succession

Störning definieras ofta av en händelse som orsakar en hastig förlust av levande biomassa inom ett område. En vanlig konsekvens av störningar är reduktion av mängden konkurrensstarka arter. En allmänt accepterad teori om störningsdynamik är att lagom störning ger upphov till samhällen med högre diversitet än de ekosystem med en kraftig eller begränsad störning (Hoopes och Harrison 1998). Inom våtmarker behöver inte förlusten av biomassa vara direkt, utan en indirekt biomassareduktion kan orsakas av förändringar i substrat och fertilitet. Störningar i våtmarker kan utgöras av erosion, djur (till exempel herbivorer och bävvar), eld, slätter och is. Dock är fluktuationer i vattennivån en av de mest betydelsefulla (Keddy 2000).

Störning resulterar i att inget samhälle är stabilt det sker snarare en kontinuerlig förändring där artsammansättningen ständigt varierar. Ekologisk succession är den pågående process där vissa arter dör av och andra tillkommer vilket beror dels på abiotiska faktorer dels på biotiska (Morin 1999). I våtmarker är förändringar i artsamhället ofta inducerade av varierande hydrologiska förhållanden. Stora vattennivåfluktuationer är vanligt i flodområden med tillhörande våtmarker, och dramatiska växlingar i strandlinjens flora kan följa på nivåförändringarna. Flera arter knutna till madängar från till exempel släktena *Carex*, *Cyperus*, *Juncus* och *Polygonum* producerar en långlivad fröbank som har störst möjlighet att gro under förhållande där marken inte är fullständigt vattenmättad. Den artrika floran i fuktängar, mader och längs stränder upprätthålls av perioder med omväxlande översvämning och begränsningar i vattenmättnad. Igenväxning av vedartade växter slås ut under perioder med högvatten och vid lågvatten gror fröna i den örtrika fröbanken. Exempel från Tusket river i Kanada visar att en begränsning i vattenfluktuationer på grund av ett dammbygge leder till minskad utbredning av ett flertal ovanliga arter. Förändringar i vattennivån har inte endast effekt på madängar med tillhörande vegetation. Fluktuationerna kan även påverka den totala mängden våtmarker inom ett avrinningsområde samt orsaka en förskjutning av fördelningen mellan olika typer av våtmarker. Stor amplitud i vattennivåförändring leder i princip till större areal våtmark i landskapet. Samtidigt finns en grov förutsägelse om att mängden fuktängar och sumpmarker kommer att minska med förändringen i vattennivå och i större utsträckning ersättas av antingen buskar eller samhällen som uteslutande står under vatten. Stabiliserade vattennivåer komprimerar därmed våtmarker från fyra zoner till två (figur 1) (Keddy 2000).



Figur 1. Illustration över 4 olika våtmarksvegetationer (buskar, våt fuktäng, sump och akvatisk) vilka är resultatet av föränderlig hydrologi. Vid minskade flödesvariationer minskar också andelen våt fuktäng och sumpvegetation i landskapet (Keddy 2000).

Våtmarksväxter

Alla organismer har sitt ursprung i havet och en rad fysiologiska anpassningar fodrades för att möjliggöra en erövring av land. För växterna krävdes bland annat en kraftigare uppbyggnad eftersom luft inte ger samma stöd som vatten. En spridning till land var likaså omöjlig utan ett försvar mot vattenbrist och uttorkning. De kärlväxter vi i dag hittar i anslutning till vatten är evolutionära återvändare som har återanpassats till ett liv delvis omsluten av vatten (Wallsten och Solander 1988). Detta medför i sin tur nya stressfaktorer. Vattenmiljön har ofta en begränsad tillgång på syre vilket beror på lägre löslighet av syre i vatten än i luft och långsam diffusion. I bottensubstratet är konsumtionen av syre många gånger hög på grund av nedbrytningsprocesser. Dessutom ställer livet i vattnet krav på ökad motståndskraft mot toxiska koncentrationer av Mn^{2+} , Fe^{2+} , S^{2-} , H_2S (Etherington, 1983). Då även reproduktionen till viss del kompliceras under vattenmättade förhållanden sker befruktningen hos vattenlevande kärlväxter ofta asexuellt. Flertalet av växterna producerar klonala strukturer som växer ut eller släpps från föräldraplantans för att utvecklas till en individuell planta. Dessutom är vegetativ förökning vanligt genom att avbrutna delar av växten kan producera en ny avkomma, vilket är fördelaktigt eftersom akvatiska växter kan utsättas för stora påfrestningar av strömmar och vågor. Den sexuella förökningen överensstämmer i stort sett helt med terrestra kärlväxters reproduktion. Dock innebär detta en utmaning för kärlväxter som lever under vattnet eftersom de måste producera blommorna ovanför vattenytan för att pollineringen ska komma till stånd (Cronk och Fennessy 2001). Vissa vattenväxter lyckas dock med pollinering under vattnet, till exempel *Lemna* spp (Wallsten och Solander 1988).

Anpassning till syrefattiga förhållanden

Den aeroba metabolismen producerar väsentligt mycket mer ATP än syrefri jäsning vilket är orsaken till att växter som utsätts för långvarig syrebrist ofta dör på grund av otillräcklig tillgång på energi. En rad fysiologiska anpassningar för att undvika syrebrist har påträffats hos akvatiska växter. Till exempel kan växter kopplade till vatten forma aerenkym som består av en porös vävnad innehållande gasfyllda hålrum. Genom aerenkymet diffunderar syre via stomata ut till växtens olika delar. Koldioxid transporteras i motsatt riktning. Formandet av aerenkym är inte alltid tillräckligt för att försörja växtens behov av syre, och ett skifte sker då till anaerob metabolism. För att ytterligare minska risken att utsättas för syrebrist bildar flertalet våtmarksväxter adventiva rötter, vilket är rötter som uppkommer ur annan vävnad än rotvävnad, ofta från basen av stammen. Dessa rötter växer horisontellt i jordens ytligaste lager eller ovanpå jordytan. Vid stående vatten är adventiva rötter i kontakt med syrerikt vatten och om endast marken är vattenmättad har rötterna kontakt med luften. Därmed ersätts rötter längre ned i marken som har dött på grund av syrebrist. Adventiva rötter bildas till exempel i många *Rumex*-arter liksom hos flera arter i släktet *Salix*. Därutöver minskar våtmarksväxter risken att utsättas för syrebrist genom att bilda ytligare rotsystem.

Den mekanism som driver gastransporten i de flesta växter är passiv diffusion. Det förklarar varför växter som är rotade under vatten men har den övervägande delen av bladytan i luften har väsentligt högre syrekoncentrationer i de övre delarna än i de delar som står under vatten. Lika så följer koncentrationen av koldioxid och metan en omvänd gradient. En del våtmarksväxter har kompletterande mekanismer som ökar gasdiffusionen, vilket underlättar överlevnad vid syrefattiga förhållanden. Tryckventilation, som har noterats i gul näckros, innebär att luft som kommer in i växten via stomata i de yngre bladen transporteras på grund av temperaturskillnader och skillnader i vattnets ångtryck ner till växtens rhizomer. Därifrån driver tryckgradienten luften ut genom de äldre bladens stomata. Resultatet av denna mekanism är att stora mängder luft förflyttas genom växten och syresätter de delar som annars riskerar att utsättas för syrebrist. Tryckventilation bygger på att de unga bladens stomata är mindre än de i de äldre bladen och på de tryckskillnader som bildas på grund av att temperaturen i bladets hålrum är högre än i luften utanför.

En ytterligare mekanism för gastransport har noterats för vass där de döda, avbrutna skotten fungerar som ventilationsrör. När vinden blåser genom vassen trycks luften ned genom dessa skott och syresätter rhizomerna. Stomata i de nya skotten släpper ut luften efter att den har passerat rotsystemet (Cronk och Fennessy 2001).

Vattenväxters varierande livsformer

Det finns ingen exakt definition av vattenväxter eftersom många växter överlever utefter en fuktighetsgradient. Växter som vanligen påträffas längs strandkanter är dessutom i flera fall anpassade till att leva i olika grad av vattenmättnad. Heterofylli är benämningen på morfologiska skillnader i bladformen, mellan individer av samma art (Cronk och Fennessy 2001). Till exempel har vattenpilört (*Persicaria amphibia*), både en landform med krypande stjälk och kortskaftade, finhåriga blad, och en vattenform med kala, långskaftade blad som flyter på vattenytan (Thyssen 1990). Våtmarksväxter kan definieras genom att de lever i vatten eller i ett substrat som, i alla fall periodvis, har en otillräcklig koncentration av syre som ett resultat av vattenmättnad (Cowardin *et al.* 1979).

Raunkiaer har ställt upp ett system som kartlägger växternas varierande livsformer grundat uteslutande på hur växterna överlever den ogynnsamma årstiden, vilket i vårt klimat innebär vintern (Sjörs 1971). Detta system beskriver två grupper av akvatiska makrofyter, synliga växter som lever i vatten. Dels helofyter, vilka har sina övervintringsorgan placerade i vattendränkt jord och dels hydrofyter som övervintrar på botten eller i den fria vattenmassan. I enlighet med Sculthorpe (1967) kan hydrofyterna vidare delas in i grupperna övervattensväxter, flytbladsväxter och flytande växter. Helofyter blir då synonymt med övervattensväxter. Denna indelning är oberoende av fylogenetisk släktskap och grundar sig på arternas växtsätt i förhållande till vatten och mark.

Specifika arter knutna till Vattenparken

Vid de första besöken i Vattenparken våren 2008 noterades kraftig utbredning av jättestarr och bredkaveldun. En närmare undersökning av arternas livsstrategi är ett sätt att hitta orsaken till denna dominans. En relativt omfattande planteringsinsats har skett delvis för att gynna biologisk mångfald och därför följer även en beskrivning av några av de mest frekvent förekommande planterade arterna. Denna studie bygger till stor del på en analys om planteringen har gett förväntad effekt och då är det viktigt att kunna se skillnader i arternas livsstrategi.

Bredkaveldun (*Typha latifolia*) och smalkaveldun (*Typha angustifolia*)

Kaveldun är fleråriga vattenväxter med vågräta jordstammar som ofta växer i bestånd. Bredkaveldun är vanlig i grunda, helst näringsrika vatten. Den är kvävegynnad och har ökat under den senare tiden (Mossberg och Stenberg 2003). Från de tjocka jordstammarna sker en kraftig vegetativ spridning. Bredkaveldun växer endast ut till en halvmeters vattendjup till skillnad från smalkaveldun som kan växa ända ut till en meters djup (Thyssen 1990). *Typha*-arter har förmågan att bilda undervattensblad vilket ökar konkurrenskraften mot exempelvis vass eller rörflen och därför drar de fördelar av tidiga översvämningar (Coops och van der Velde 1995). Den stora mängden frön sprids med vinden, av vattenrörelser eller av djur, främst fiskar (Cook 1990). Kaveldunsbestånd utgör en viktig lokal för bland annat övervintrande evertebrater (Appelqvist och Svedlund 1998).

Jättestarr (*Carex riparia*)

Jättestarr är ganska sällsynt och påträffas främst på blöt – fuktig, näringsrik gärna lerig mark. Den kan bli mellan 50 och 150 cm hög och växer i bestånd med långa, grova utlöpare (Mossberg och Stenberg 2003). Alla *Carex* utgör ett värdefullt släkte främst för vårsträckande fåglar på grund av sin fröproduktion (Svensson och Glimskär 1993).

Säv (*Schoenoplectus lacustris*)

Säv växer i stora bestånd genom utlöpare och blir 1-3 m höga. Den är vanlig i vatten med fasta bottnar ut till 2 meters djup (Mossberg och Stenberg 2003). Fröna gror i allt från grunt vatten till bar mark men säv påträffas framförallt i den yttersta kanten av strandzoneringsen, oftast utanför vassbältena. Långdistansspridningen av säv antas ske genom fåglar där transporten genom matsmältningssystemet även förbättrar frönas grobarhet (Coops och van der Velde 1995).

Svärdslilja (*Iris pseudacorus*)

Svärdslilja blir mellan 50 och 120 cm hög och är vanlig i grunt vatten eller på våt ganska näringsrik mark (Mossberg och Stenberg 2003). Fröna är 7 mm långa och kan enligt Coops och van der Velde (1995) flyta uppemot 7 månader men för att gro kräver de bar mark. Svärdslilja växer sällan djupare än tre dm (Thyssen 1990). Svärdsliljan är perenn (Cook 1990) och rhizomerna är tåliga mot långvarig torra (Sutherland 1990).

Igelknopp (*Sparganium emersum*) och storigelknopp (*S. erectum*)

Igelknoppar är fleråriga vatten- och kärrväxter med enkönade blommor samlade i klotrunda huvuden. Storigelknopp är ganska vanlig och växer på lera i näringsrika vatten medan igelknopp är mer vanligt förekommande och påträffas huvudsakligen på dy eller gytta i ganska näringsrika vatten. Blomningstiden är från juli till augusti (Mossberg och Stenberg 2003). Igelknopp förekommer ofta i vattenform och mer sällan i sumpformen medan storigelknopp är mer vanligt förekommande i sin sumpform (Thyssen 1990).

Svalting (*Alisma plantago-aquatica*)

Svaltingar är fleråriga vatten- och kärrväxter med skaftade blad i rosett. Av de fyra arter från släktet *Alisma* är endast *A. plantago-aquatica* vanligt förekommande. Den blir mellan 20-100 cm hög och påträffas främst i grunda, något näringsrika vatten. Blommorna är tretaliga och frukten, som är en nöt, sprids antingen av vattnet eller av fåglar (Mossberg och Stenberg 2003). *Alisma* är en värdefull födoväxt för fåglar och däggdjur (Cook 1990). Enligt Thyssen 1990 är svalting en utav de första invandrande arterna i exempelvis nyanlagda regnvattensmagasin längs vägar. Till skillnad från många våtmarksväxter spelar skillnader i temperatur en obetydlig roll för frönas grobarhet hos svalting. Däremot tros frönas grobarhet vara beroende av förändringar i markens vattenmättnad och graden av översvämning. Försök har visat att grobarheten hos svaltingfrö ökade under experiment med omväxlande stående vatten och något torrare förhållanden som i naturen motsvaras av kortare episoder av översvämning vid exempelvis kraftiga regnfall (Stockey och Hunt 1992).

ANLAGDA VÅTMARKER OCH VATTENPARKEN I ENKÖPING

Nyanläggningar är en viktig del i ett aktivt bevarande och skyddande av våtmarker. Utmaningen består i att lösa gåtan hur hållbara, balanserade ekosystem byggs upp från grunden. Det grundläggande målet vid konstruktion av våtmarker är att utforma förutsättningarna för en naturlig hydrologi (Cronk och Fennessy 2001).

Motivet med en anlagd våtmark är att utnyttja en eller flera ekosystemtjänster. Utformning, storlek och placering avgörs i första hand av vilka tjänster som våtmarken förväntas bidra med. Landin (2002) listar fyra huvudsakliga syften för anlagda våtmarker: 1) retention av växtnäringsämnen och andra ämnen; 2) fisk- och kräftodling; 3) viltvatten; 4) våt energiskogsodling. Retention kan uppnås i jord- och skogsbruksmark eller vid behandling avloppsvatten.

En viss utvärdering av skapade våtmarker sker idag och bedömningar görs av allt från reningseffekt till förekomst av flora och fauna. Flera studier har gjorts där vegetationens artrikedom jämförs mellan naturliga och anlagda våtmarker. I en svensk undersökning (Kiehl och Weisner 1998) framkommer att anlagda våtmarker generellt har lägre artrikedom och diversitet än motsvarande naturligt förekommande. Campell *et al.* (2002) befäster ett liknande resultat i Pennsylvania med både lägre artrikedom och lägre total täckningsgrad i konstruerade våtmarker. Upphovet till detta är svårt att dokumentera men föreslagna orsaker är dels jordbrukslandskapets brister på närliggande frökällor och dels snabba etableringar av dominanta arter såsom *Typha*-arter. Trots det något nedslående resultatet konstaterar Kiehl och Weisner (1998) att de anlagda våtmarkerna resulterar i ökad diversitet av våtmarksväxter på landskapsnivå eftersom bristen på våtmarker i det agrara landskapet är påtaglig.

Vegetationens betydelse i anlagda våtmarker

Vegetationen spelar en stor roll för struktur och funktion i ett ekosystem, och så gäller även i våtmarker. Att kontrollera eller åtminstone påverka etableringen av växter vid anläggandet av en ny våtmark är därmed väsentligt. Växters framgångsrika kolonisering av nya områden bygger i korta drag på tre steg (Barrat-Segretain 1996):

1. förmåga att spridas
2. förmåga att förökas inom habitatet
3. förmåga att konkurrera med redan etablerade arter

Kunskap om möjliga växters karaktärsdrag är dock inte tillräcklig för att förutse och styra vegetationen i en nybildad våtmark. Även en rad miljömässiga faktorer styr artsammansättningen, till vilka räknas vattennivå, markens näringshalt, grad av störning, vattenkemi, konkurrens, herbivorer, ackumulerande sediment och existerande fröbank.

Vid anläggandet av våtmarker finns två möjliga förhållningssätt, antingen ”själv-design” där de miljömässiga faktorerna själva får råda eller ett mänskligt ingrepp via aktiv etablering av vegetation och även ibland djur (Cronk och Fennessy 2001). Steven *et al.* (2006) konstaterar att vid restaurering av våtmarker i skogslandskap kan passiv återetablering av vegetation vara fullt tillräcklig eftersom marken fortfarande har en beständig fröbank av våtmarksväxter. Att restaurera våtmarker i jordbrukslandskapet med endast passiva metoder antas däremot innebära större svårigheter på grund av avsaknande av fröbank.

Vattenparkens historia och målsättning

Vattenparken byggdes 1999-2000 som en del i Enköpings kommuns projekt ”Mälarens vatten”, vilket syftar till att minska utsläppen av närsalter till Mälaren. Dammen tar emot dagvatten från Korsängsdiket som i sin tur samlar upp vatten dels från Enköpings tätort dels från uppströms liggande jord- och skogsbruksmark. Avrinningsområdet är ca 1700 ha stort. Marken där parken är anlagd var tidigare åkermark och utgörs huvudsakligen av lera. Ursprungligen var marken helt platt men genom resultat av grävningar och avsättningar av schaktmassor är terrängen idag lätt kuperad. Vattenparken utgör totalt 17 ha där ca hälften är vatten. Vattnets uppehållstid är 5 – 10 dagar. Rening av dagvatten är Vattenparkens huvudsakliga uppgift. Övriga målsättningar med anläggningen är skapa en funktionell och estetisk parkmiljö samt ett naturligt fungerande ekosystem som gynnar biologisk mångfald i området.

Dagvatten utgörs av regn och smältvatten som inte infiltreras i marken eller tas upp av vegetationen på hårdgjorda ytor såsom vägar, parkeringar och tak men även på planteringar och gräsmattor, så kallade gröngjorda ytor. Utbredd urbanisering och expansion av hårdgjorda ytor ökar mängden dagvatten. Föroreningen av dagvatten består av skadliga ämnen från atmosfären men har dessutom beroende på uppsamlingsområdets karaktär och användning, ett varierande innehåll av föroreningar från markytan till exempel tungmetaller, fosfor, kväve, gummirester oljespill mm (Larm 1994). Dagvatten karakteriseras framför allt av stora flödessvängningar dels under året där vår och höst har höga flöden dels under kortare intervaller med stora tillströmningar direkt efter regn. Dessa flödesvariationer gör dagvatten svårare att hantera jämfört med annat avloppsvatten. För det första är flödet lågt under sommaren när den biologiska aktiviteten och därmed möjligheten till rening är som störst. För det andra innebär flödestopparna ökad risk för resuspension av föna och tidigare sedimenterat material. Dessutom kan den låga koncentrationen av kväve ge en lägre förväntad avskiljning (Wittgren 1994).

Vattenreningen i Vattenparken sker dels i en sluttande översilningsyta och dels i ett dammsystem (bilaga 2). Dammarna är utformade med varierande vattendjup (0,2; 0,7 och 1,5 m) för att gynna strömningsmönster och olika reningsprocesser (Byström 2002). En sammanställning av reningseffekten i Vattenparken för åren 2001 – 2007 visar positiva resultat. Reningseffekten för fosfor är 57 % och för kväve 43 %. Även reningen av tungmetaller visar relativt höga siffror: zink 78 %, koppar 49 %, bly 84 % och nickel 40 % (personlig kontakt Ulrika Thunell, Teknikförvaltningen Enköping kommun).

Vintertid fryser stora delar av Vattenparken och utnyttjas av allmänheten för skridskoåkning. För att minska risken för förrädisk tunn is stängs inflödet till Vattenparken av under denna kalla del av året. Vattenparken är i bruk under den övriga säsongen och då fungerar en pumpstation, som är placerad mellan överdämningssytan och dammsystemet, som en utjämnare av vattenflödet. Pumpen släpper konstant igenom 75 kubikmeter vatten i timmen. Detta är oberoende av avrinningsområdets flödestoppar på upp till 1000 kubikmeter i timmen under snösmältning eller vid tillfällena med stor nederbörd. Dessa flödestoppar ger effekt endast i överdämningssytan som därmed har en mycket varierande vattennivå. Resultatet blir att vattenståndet är relativt jämnt under den aktiva säsongen för att sedan sjunka 5 – 10 cm under vintersäsongen då pumpsystemet är avstängt. Under 2007 fördjupades utloppsranan för att kunna tillmötesgå ett behov av att fullständigt tömma dammsystemet vid underhåll eller skötselåtgärder. Efter den första säsongen har det konstaterats att det nu finns en begränsad möjlighet att öka inflödet till dammsystemet. Någon större tillflödesökning är däremot inte eftersträvänsvärt eftersom reningssprocess och sedimentation äventyras av en alltför kort uppehållstid (personlig kontakt Viking Valgeborg, Teknikförvaltningen Enköping kommun).

Åtgärder för att gynna biologisk mångfald

Under konstruktionen av Vattenparken påverkades vegetationens artsammansättning genom sådd av frön och pluggplantor och genom att placera ut jordklumpar uppgrävda från omkringliggande naturligt våta marker. Att plantera växter i dammen är dels en åtgärd för att snabbt kunna utnyttja växternas reningseffekt och dels en åtgärd för att skapa variation i dammens flora. Målet är att undvika ett växtsamhälle med en eller några få dominerande och konkurrensstarka växter. Utplanteringen av växter följde till stor del det varierande vattendjupet i parken vilket tyvärr resulterar i en del svårigheter att skilja planteringen effekt på växtsammansättningen från den påverkan som vattendjupet står för. Totalt etablerades 20 arter i strandkanten och 5 i vattenzonen (tabell 3).

Tabell 3. De 25 utplanterade arterna i Vattenparken.

Lista över planterade växter i Korsängen uppdelade efter växtsätt			
Övervattensväxter		Undervattensväxter	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	svalting	<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornsärv
<i>Carex acuta</i>	vass starr	<i>Chara sp.</i>	kransalger
<i>Carex paniculata</i>	vippstarr	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	kransslinga
<i>Carex pseudocyperus</i>	slokstarr		
<i>Carex riparia</i>	jättestarr		
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr		
<i>Iris pseudacorus</i>	svärdsilja		
<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo	<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros
<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster	<i>Persicaria amphibia</i>	vattenpilört
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv		
<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogssäv		
<i>Sium latifolium</i>	vattenmärke		
<i>Solanum dulcamara</i>	besksöta		
<i>Sparangium erectum</i>	storigelknopp		
<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp		
<i>Stachys palustris</i>	knölsyska		
<i>Typha angustifolia</i>	smalkaveldun		
<i>Peucedanum palustre</i>	kärnsilja		
<i>Thalictrum flavum</i>	ängsruta		
<i>Veronica beccabunga</i>	bäckveronika		

Sommaren 1999 startade växtetableringen vid Vattenparken med etapp 1 vilken följde en noggrann plan med målet att skapa en omväxlande våtmarksflora. Ett år senare utgjorde etapp 2 en komplettering med våtmarksväxter på de platser där den första planteringen hade misslyckats. Denna komplettering som utgjordes av pluggplantor av örter och starr (tabell 4) skedde längs hela strandkanten förutom vid tröskelpartierna. Dessutom planterades vippstarr (40 pluggplantor) och säv (20 pluggplantor) på ett antal ställen i de djupa partierna. Var planteringen gjordes är dock relativt ungefärligt noterat. Utöver de kända arter som är listade i tabellen har det även placerats ut jordklumpar från en betad fuktäng i Grillby med mer okänt innehåll. Vid tröskelpartierna har fuktängsfröblandning sått in vars innehåll listas i bilaga 1.

Tabell 4. Lista över extra plantor som planterades ut längs kant- och strandlinjen under etapp 2 vid anläggningen av Vattenparken.

Extra plantor	Antal pluggplantor
besksöta	80
bäckveronika	80
fackelblomster	940
knölsyska	20
svärdsilja	980
vattenmärke	20
ängsruta	40
slokstarr	1800
vass starr	400
igelknopp	40

Totalt framstår fyra olika planteringskombinationer (tabell 5) eller klasser. Tyvärr resulterade den andra etappens utplantering i att den relativt tydliga distinktionen mellan olika planteringsområden försvann. Tröskelpartiet (klass 1) med sin speciella starr- och kaveldunsplantering är den som skiljer sig mest markant från de tre övriga klasserna. Det som skiljer klasserna 2 och 3 från varandra är avsaknaden av våtmarksfröblandning i klass 3. Flaskstarr och skogssäv har endast planterats i de medeldjupa partierna vilket särskiljer klass 4 från de övriga.

Tabell 5. Fyra olika planteringskombinationer samt tillhörande vattendjup. Detaljerad lista över extra plantor visas i tabell 4 och över fuktängsfröer i bilaga 1.

Klass	Ettapp 1	Ettapp 2	Vattendjup (m)
1	Jordklumpar och fuktängsfröer i kanten samt jättestarr, vasstarr och slokstarr i tröskelzonen		0,2
2	Våtmarksfröblandning (igelknopp, svärdsilja, säv och svalting) samt smalkaveldun och jättestarr	Extra plantor	1,5
3	Ingen våtmarksfröblandning men smalkaveldun och jättestarr	Extra plantor	1,5
4	Flaskstarr och skogssäv	Extra plantor	0,7

Ytterligare åtgärder i Vattenparken för att gynna biologisk mångfald utgörs av dammens konstruktion eftersom utformningen bjuder på en omväxlande miljö där våtmarken med varierande vattendjup slingrar sig genom en kuperad och uppbruten terräng. Slutligen kan konstateras att den gedigna skötselplanen som är framtagen specifikt för Vattenparken utgör ett steg för att gynna mångfalden eftersom dess syfte är att resultera i stor variationsrikedom. Olika skötsel skapar olika miljöer och ökar därmed förutsättningarna för en mångfald av växter och djur att trivas.

METOD

En fullständig utvärdering av Vattenparkens effekter för biologisk mångfald skulle behöva innehålla en inventering av alla olika organismgrupper. Framförallt om studien sträcker sig över ett längre tidsintervall och målet är att skönja förändringar över tid är det att föredra att flera organismgrupper finns representerade i utvärderingen. Om vegetationen har stor artrikedom indikerar det dock stor variation i miljön, vilket i sin tur ger förutsättningar för stor artrikedom och variation hos andra organismgrupper. Därför innefattar denna studie en inventering av Vattenparkens flora, vilken genomfördes under juni och juli 2008. Bestämningslitteratur vid inventeringen utgjordes av Mossberg och Stenberg (2003) och Krok och Almquist (2003).

Inventeringsmetodik

Beroende på målformulering skiljer sig metodiken mellan olika inventeringar. Även tillgången på resurser, främst i egenskap av tid och kunniga inventerare, påverkar val av metod. Inventeringsmetod i den här studien är visuell täckningsbedömning. Bråkenhielm och Qinghong (1994) och Moran *et al.* (2008) styrker att metoden är smidig att använda och ger ett pålitligt resultat. Vid visuell täckningsbedömning kan varje art antingen placeras i täckningsklasser eller så görs en direkt bedömning av artens täckning i procent (Carlsson *et al.* 2005 och Kercher *et al.* 2001). Här används direkt bedömning utan klasser eftersom till exempel Toneri (1990) visar att detta ger ett mer verklighetstroget resultat. Dessutom ger denna metod kontinuerliga värden istället för klasser, vilket ger större möjligheter att använda olika beräkningssätt vid analysen.

Den visuella täckningsbedömningen skedde i 48 stycken inventeringsområden, vilka utgjordes av strandremisor om 10 meter. Dessa har placerats i Vattenparkens olika planteringsområden samt vid varierande vattendjup. Eventuellt fås ett säkrare resultat vid användning av mindre delrutor (Dethier *et al.* 1993) men det är en relativt svårarbetad metod för inventering av våtmarker med högväxt vass-, kaveldun- och starrvegetation. Dessutom är många av de intressanta arterna i Vattenparken mycket sparsamt förekommande, och risken är att dessa inte noteras om provytorna är alltför små. Då innefattar resultatet endast ett fåtal av de allra vanligaste arterna.

Områdesindelning

Inför inventeringen delades Vattenparken in i ett antal områden beroende på vattendjup, plantering, skötsel och antagen strandlutning enligt kartan. I efterhand framkom att uppdelningen inte överensstämde med verkligheten, och en ny mer korrekt klassindelning togs fram för analyserna. Fältarbetet framskred dock efter den första uppdelningen och målsättningen var att placera ungefär lika många provytor längs strandkanten i de sju framtagna områdena. Varje provyta mätte 10 meter på längden. Ytorna markerades först ungefärligt på kartan för att få en någorlunda jämn spridning över hela Vattenparken. När provytorna väl placerades ute i fält undveks buskar och mindre träd. Dels för att dessa var mindre intressanta i resultatet och dels för att i möjlig mån få till en objektivitet vid utläggningen av ytorna. Då provytorna delvis placerades utifrån buskar och träd ger den här inventeringen ingen pålitligt beskrivning av Vattenparkens vedartade växter. Vid inventeringen delades varje provytan in i zonerna land, strand och vatten efter graden av fuktighet. Gränsen mellan vatten och strand gick i den aktuella vattenlinjen och gränsen mellan strand och land drogs där medelhögvattenlinjen antogs gå (det vill säga så långt som vegetationen var tydligt vattenpåverkad). Dessutom mättes strandlutningen samt det faktiska vattendjupet vid varje provyta. Strandlutningen mättes genom att en horisontell linje drogs från översta kanten av landzonen fram till skiftet mellan strand och vatten. Avståndet mellan vattenlinjen och denna linje mättes och utifrån denna höjd beräknades vinkeln mellan strandlinjen och den lodräta skärningen genom vattenlinjen. Stranden är därmed brantare ju mindre vinkeln är. Denna beräkning gjordes endast på mitten av varje provyta (5 meter från vardera kanten). Vattendjupet mättes vid 1,5 meter samt 3 meter ut från strandlinjen, även det i mitten av provytan. Ett medelvärde beräknades av vattendjupet för varje provyta. Slutligen noterades provytans position med GPS.

Uppdelningen i olika skötsel- och utplanteringsområden ansågs som konstruktiv i planeringsskedet av inventeringen men väl ute i fält visade sig gränsdragningarna vara otydliga. Dessutom stämde antagandet om hur strandlutningen varierade inte överens med verkligheten, då det var väldigt liten skillnad i lutning mellan områdena. Framför allt stod det klart att skötseln var relativt begränsad och egentligen endast bestod i fyra relativt små områden som slogs regelbundet. Sammantaget resulterade detta i att den ursprungliga områdesindelningen inte utgjorde ett användbart underlag för analysen. Därmed gjordes en uppdelning efter

de olika åtgärder eller påverkansfaktorer som våtmarken utsatts för var för sig. Dessa är i första hand plantering och skötsel. Men även vattendjupet och zonindelningen kan ses som en åtgärd med tanke på att våtmarken är skapad och alla omvärldsvariabler är tillförda i anläggningsskedet. Dessa åtgärder och klasser, visas i tabell 6. Förutom klassvariablerna finns ett antal kontinuerliga variabler som inte visas i tabellen. Dessa motsvaras av arean, för både totala provytan och de tre zonerna, strandlutningen samt det uppmätta djupet i vattenzonen. Kartan i bilaga 4 illustrerar lokaliseringen av inventeringsytor, hur planteringsklasserna fördelar sig mellan provytorna samt det varierande vattendjupet i Vattenparken.

Tabell 6. Beskrivning av klassvariablerna för åtgärderna plantering och skötsel samt zoner.

Åtgärd	Klass	Beskrivning	Antal provytor
Plantering	1	Jordklumpar och fuktängsfröer i kanten samt jättestarr, vass strarr och slokstarr i tröskelzonen	8
	2	Våtmarksfröbl. (igelknopp, svärdsilja, säv, svalting) samt smalkaveldun och jättestarr + extra plantor	19
	3	Ingen våtmarksfröblandning men smalkaveldun och jättestarr + extra plantor	5
	4	Flaskstarr och skogssäv + extra plantor	16
			<i>Summa: 48</i>
Skötsel	1	Slåtter	4
	2	Ingen slåtter	44
			<i>Summa: 48</i>
Zoner	1	Land	48
	2	Strand	48
	3	Vatten	48
			<i>Summa: 144</i>

Statistiska analyser

Bearbetning och analyser av data har skett i Microsoft Excel, Minitab 15 och PC-ORD. För att analysera hur åtgärderna plantering, djup och skötsel har påverkat artantal och diversitet har variansanalyser (ANOVA) utförts. I de fall en signifikant skillnad kan styrkas användes Tukeys t-test för att analysera medelvärdeskillnader. Regressionsanalys har använts för att undersöka effekter av strandlutning och area.

Ekosystem är komplicerade och består av många interagerande biotiska och abiotiska faktorer. Med multivariata analystekniker (ordination) grundat på indirekt gradientanalys beskrivs interaktionen mellan arter och miljöfaktorer grundat på mätningar av båda parametrarna eller på enbart vegetationsinventering (Jongman et al. 1987). Ordination syftar antingen på att enbart åskådliggöra insamlad data eller på att uppdaga underliggande strukturer i växtsamhället. Arterna och provytorna ordinerar längs med teoretiska axlar efter denna strukturella samhörighet. Sålunda har två arter som ligger nära varandra längs en axel liknande egenskaper likväl som två provytor i varsin ände av den beräknade axeln har få arter gemensamt. En ordinationsteknik är "Correspondence Analysis" (CA) vilken tar hänsyn till den bland växter vanligt förekommande unimodal responsen på miljöfaktorer och analyserar via vägda medelvärden flera provytor och arter samtidigt. Då de framkommit att CA drogs med vissa inbyggda missvisningar utvecklades analysmetoden till "Detrended Correspondence Analysis" (DCA) som i stort fungerar på samma sätt att utifrån enbart artnärväro beräkna miljögradients vilka beskriver arternas och provytornas fördelning sinsemellan. DCA har utnyttjats i studien för att beskriva Vattenparkens växtsamhälle. En ytterligare variant av multivariat analys är "Canonical Correspondence Analysis" CCA vilken sammanväger artfördelningen med uppmätta omvärldsvariabler (Jongman et al. 1987). Analyserna med CCA gav dock relativt begränsad information om förutsättningarna i Vattenparken.

För Ellenbergs indikatorvärden valdes att beräkna medelvärdet baserat på närvaro/ icke närvaro, utan att ta hänsyn till arternas mängd inom den inventerade ytan. Detta på grund av att beräkningen blir smidigare samt att Diekmann (2003) konstaterar att analyserna ger relativt likvärdiga resultat oavsett om arterna viktas efter

hur vanligt förekommande de är eller inte. Dessutom finns risken att några få arter överskuggar närvaron av de arter som har mer begränsad utbredning, vilket ger ett mindre givande resultat.

Varje arts utbredning i Vattenparken motsvaras av en sammanslagning av artens area från de inventeringsytor där arten är närvarande. Denna skala är mycket skev eftersom den sträcker sig från nästan 0 till 863 m². Därför har skalan transformerats med logaritmen av area efter addition av 1 (de senare för att undvika missvisningen vid nollvärden) (Fowler och Cohen 1992).

Vid bedömningen av artdiversiteten i Vattenparken utgicks ifrån Simpson's diversitetsindex. Det är enligt Magurran (2004) ett stabilt och pålitligt beräkningsmått för diversitet även när provområdena är relativt få. Simpson's index beskriver sannolikheten att två slumpmässiga stickprov ur en population tillhör samma art så som: $D = \sum n_i (n_i - 1) / N(N-1)$ där n_i är antalet individer av den i :te arten och N är det totala antalet individer. När diversiteten ökar minskar D som därför oftast uttrycks som $1 - D$ eller $D/1$. Lande (1996) rekommenderar $1 - D$ i Magurran (2004). Då Simpson's index, liksom de flesta andra diversitetsmått inte enbart betonar dominans utan även artförekomst kan ett beräknat mått på jämnheten utgöra ett användbart komplement. Ur Simpson's index beräknas jämnhet, $E1/D$, så som: $E1 - D = (1 - D)/S$ där S är antalet arter.

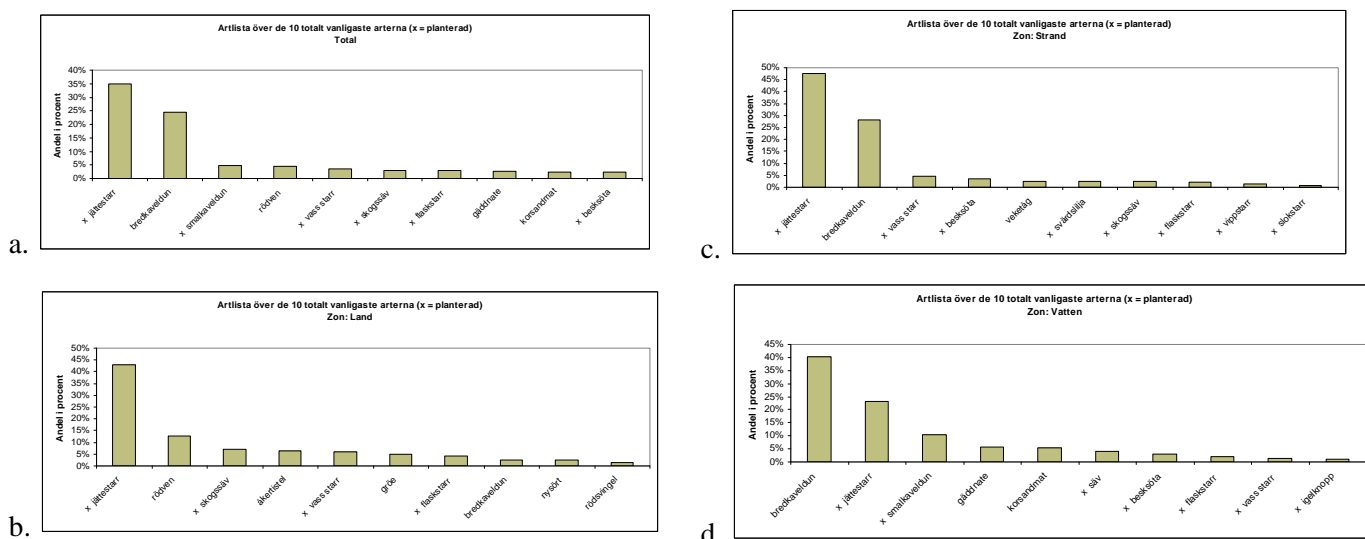
RESULTAT

Vattenparkens arter och påverkansfaktorer

Den totala artlistan efter inventeringen av Vattenparken innehåller 79 arter varav ett fåtal endast är bestämda till släkte (fullständig artlista visas i bilaga 5).

Resultatet från inventeringen framställs i form av närvarande arter samt deras proportion av varje inventeringsområde. Detta omräknas till hur stor yta arten täcker vilket utgör måttet på artens mängd. Detta mått kommer fortsättningsvis att refereras till som arternas utbredning. Det intressanta är dock inte denna area i sig utan förhållandet mellan arterna. Därför har varje arts utbredning satts i proportion till den totala täckningsarean för alla arter gemensamt. Resultatet visas i bilaga 3 där arterna är rankade efter täckning över alla inventeringsytor. Dessutom presenteras motsvarande resultat uppdelat på zonerna land, strand och vatten. De 10 vanligaste arterna totalt respektive i de tre zonerna visas i figur 2.

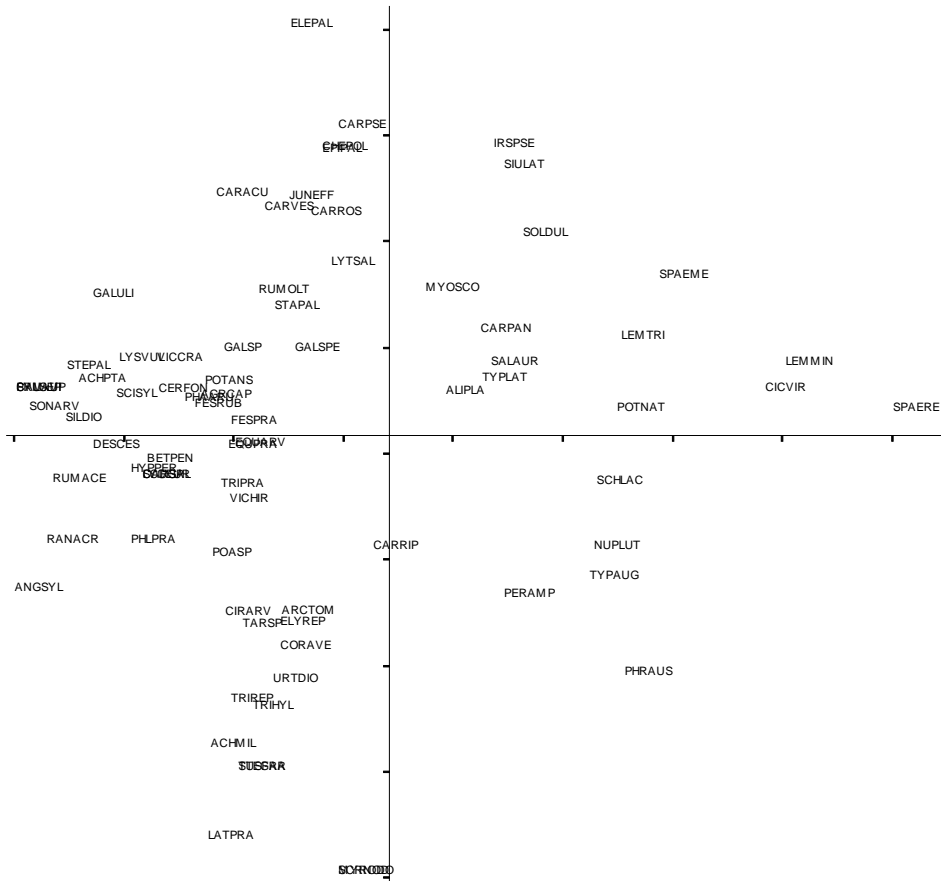
Av artlistan framgår att vegetationen främst karaktäriseras av två mycket dominerande arter samtidigt som den överhängande delen av Vattenparkens arter är representerade i mycket begränsad utsträckning (detta i enlighet med tabell 1 – 4). De två vanligaste arterna är jättestarr (35 %) och bredkaveldun (25 %) varav den första är inplanterad.



Figur 2. Här visas utbredningen av Vattenparkens 10 vanligaste arter efter deras proportion av totala täckningsgraden (a.). b. – d. visar de 10 vanligaste arterna i zonerna land, strand och vatten (x = planterad).

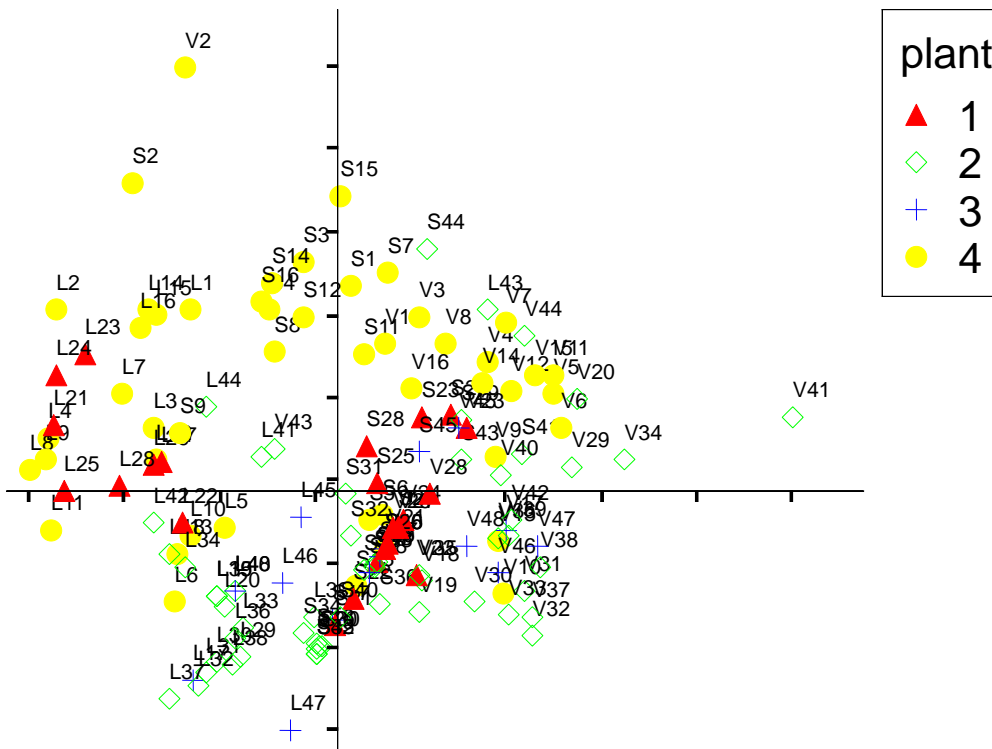
För att få en uppfattning om hur arterna i Vattenparken fördelar sig sinsemellan analyseras alla arter genom en DCA. Resultatet visar en tydlig uppdelning utefter x-axeln (eigenvalue 0,61) vilken till stor del antas utgöras av en fuktighetsgradient (figur 3a). Vid fördelningen av inventeringsområden uppdelade i zoner (144 provytor) antyds en planteringsstyrd gradient längs med y-axeln (eigenvalue 0,43). Mönstret åskådliggörs i figur 3b, för detaljerad beskrivning av planteringsklass se tabell 5. För förklaring till artkod se total artlista för Vattenparken i bilaga 5. Koden bestäms av de tre första bokstäverna i släktnamn och artpitet.

DCA zoner



a.

DCA zoner



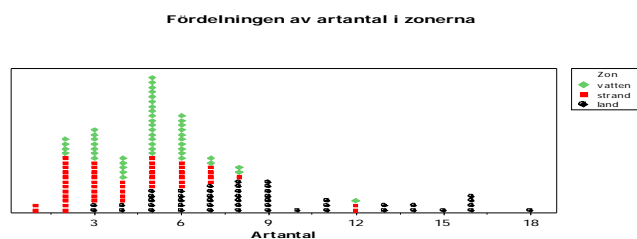
b.

Figur 3 (nästföljande sida). Vattenparkens 79 arter visas i en DCA där x-axeln antas bero till största del av en fuktighetsgradient (a). Planteringsklasser antas vara den huvudsakliga förklaringen till fördelningen utefter y-axeln (b) (plant = planteringsklass, se tabell 5 för närmare beskrivning).

Trots att artrikedomen totalt i hela Vattenparken är så pass stor som 79 arter är det maximala artantalet i de individuella inventeringsområdena inte mer än 22. Medelvärdet ligger så lågt som 13,65. Vid en uppdelning av inventeringsområdena i de tre zonerna land, strand och vatten noteras en signifikant större artrikedom i landzonen än i de andra två zonerna (tabell 7 och figur 4).

Tabell 7. Artrikedom i zonerna land, strand och vatten inklusive de totala värdena.

	Artantal			
	Total	Land	Strand	Vatten
Max	22	18	12	12
Min	6	3	1	2
Medel	13,65	8,83	4,25	4,92
St av	4,10	3,82	2,45	1,81



Figur 4. Fördelning av artantal mellan zonerna, land, strand och vatten.

Av 22 inplanterade arter i Vattenparken (tre planterade arter var undervattensväxter och dessa inventerades inte) var det endast kärrsilja, ängsruta och bäckveronika som inte noterades under inventeringen. Att statistiskt säkerställa påverkan från planteringen på artantalet är inte möjligt eftersom det saknas ett jämförelseförsök med en likadan våtmark utan introducerade arter. Däremot är det möjligt att jämföra de olika planteringsklasserna sinsemellan (se tabell 5 för definitionen av planteringsklasser). Tyvärr blir detta resultat svårt att skilja från påverkan av vattendjupet eftersom dessa två åtgärder inte skiljs tillräckligt väl från varandra. Envägs ANOVA styrker att plantering har signifikant effekt på artantal ($F_{3,44} = 8,44$; $P < 0,001$). De klasser där medelvärdet är signifikant olika (grundat på Tukeys test) är: 1 - 2, 1 - 3, 2 - 4 och 3 - 4. Detta kan sammanfattas med att planteringsklass 1 och 4 har signifikant högre artantal än planteringsklass 2 och 3. För att undersöka närmare om planteringen verkligen kan antas ha effekt på artrikedomen jämfördes medelvärden av artantal i zonerna land, strand och vatten, för varje inventeringsområde (figur 5). I landzonen finns en signifikant skillnad mellan artantal ($F_{3,44} = 8,44$; $F_{3,44} = 11,71$; $P < 0,001$) men effekten påvisas endast mellan planteringsklass 1 och de övriga tre planteringsklasserna. Även i strandzonen påvisas en signifikant påverkan från plantering på artantal ($F_{3,44} = 8,19$; $P < 0,001$). Här är det dock planteringsklass 4 som särskiljer sig. Något lägre men fortfarande statistiskt signifikant förklaringsgrad påträffas i vattenzonen ($F_{3,44} = 5,61$; $P = 0,002$). Här skiljer sig planteringsklass 1 från de övriga.

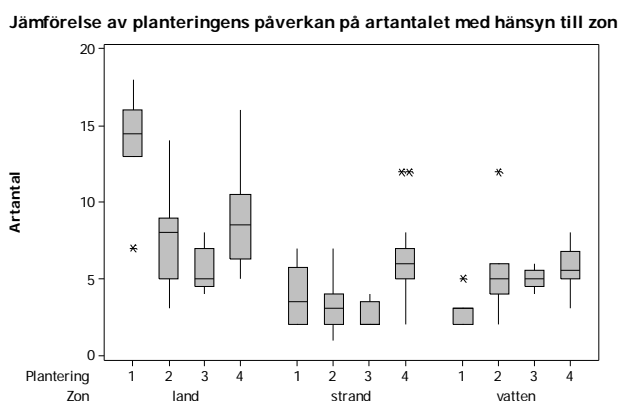
Ytterligare information av intresse kan vara en sammanställning av vilka planterade arter som har klarat sig och var dessa kan påträffas. Denna information visas i tabell 8. Gränsen för att en art ska anses ha klarat sig drogs vid 4 m² total utbredning sammanslaget i alla 48 inventeringsområdena. Denna gräns har ingen vetenskaplig grund utan sattes där för att det överensstämde med min uppfattning om vilka arter som var relativt vanligt förekommande och vilka som var mycket sporadiskt representerade. Som redan åskådliggjorts i bilaga 3 är de planterade arterna generellt mer utbredda än de naturligt etablerade.

Resultatet av utplanteringen av jordklumpar från den betade fuktängen i Grillby är mycket begränsat. Fröbanken i dessa jordklumpar dokumenterades inte i samband med utplanteringen vilket skulle kunna ha skett genom att fröna i vissa jordklumpar tilläts gro under optimala men kontrollerade förhållanden. En sammanställande artlista för alla 8 inventeringsrutor i tröskelpartiet visas i bilaga 6. Här påvisas en relativt trivial flora som, liksom det totala inventeringsresultatet, visar på ett en betydande utbredning av jättestarr.

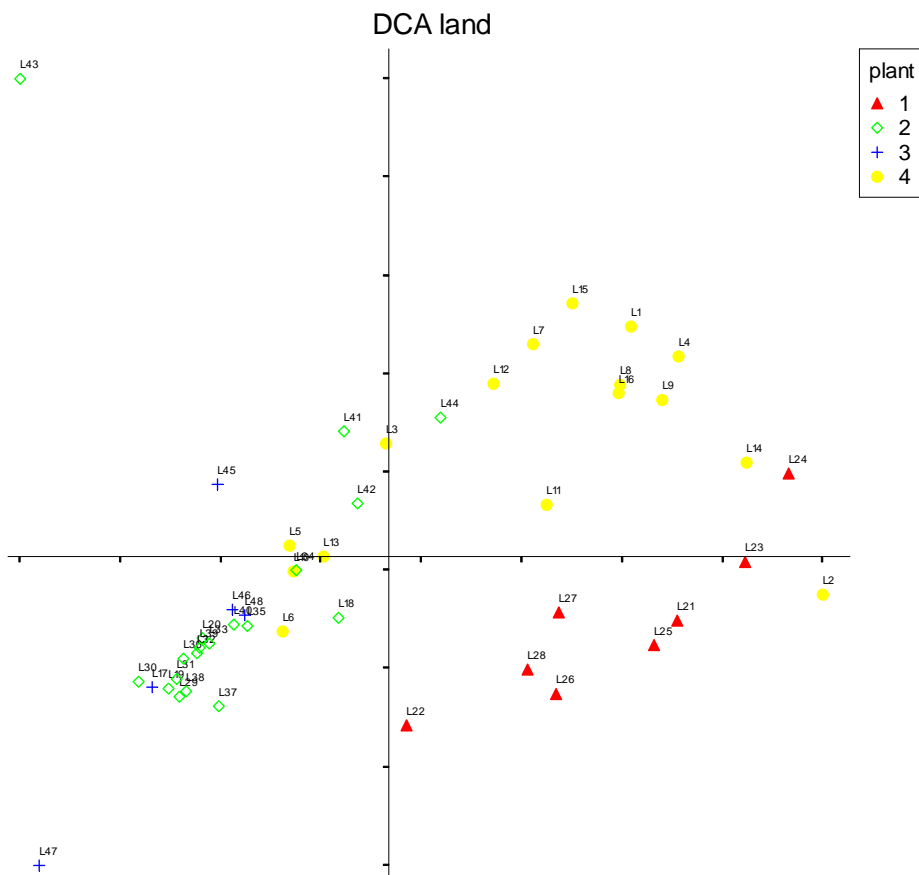
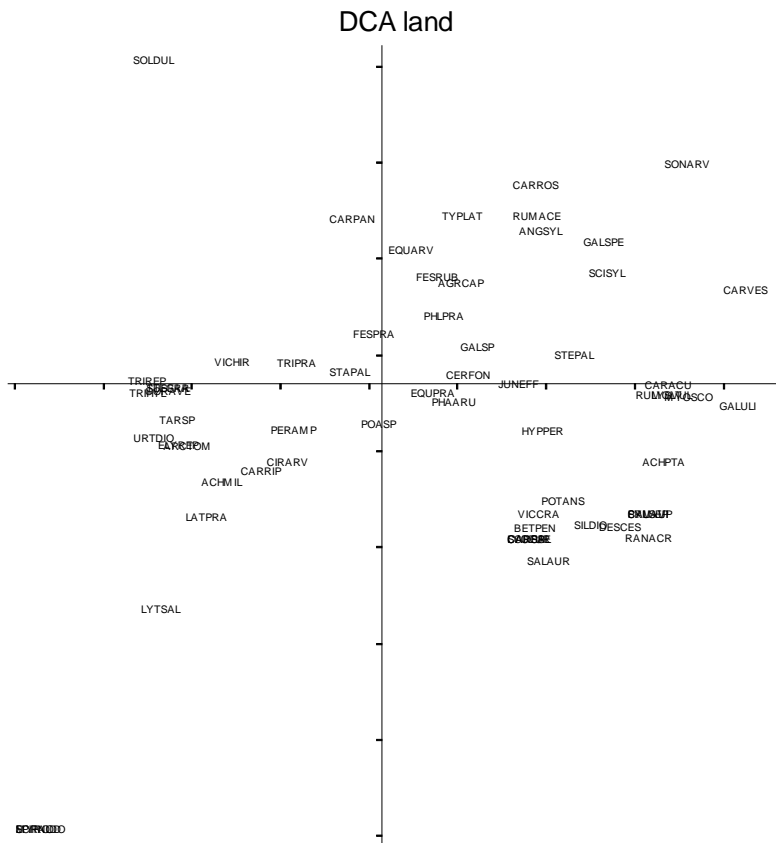
För att dra vidare slutsatser om möjliga påverkansfaktorer till Vattenparkens artsammansättning analyseras arternas utbredning med DCA. Analysen utförs zonvis för att komma ifrån den redan påvisade fuktighetsgradienten. Här framkommer en viss fördelning efter tillhörighet till planteringsklass i landzonen. Dock är gränsdragningen relativt otydlig och huvudaxeln i analysen verkar främst beskriva fuktighetsgradienten inom zonen (eigenvalue x-axeln; 0,51 och y-axeln; 0,37) (figur 6a b). DCA visar inga tendenser att avslöja påverkansfaktorer för strandzonen eller vattenzonen. Dessa båda zoner har relativt lågt artantal vilket kan vara orsaken till bristen på signifikanta resultat.

Tabell 8. Planterade arter över en total utbredningsnivå på 4 m² samt proportionell utbredning totalt liksom i zonerna land, strand och vatten.

Planterad art		Proportionell utbredning (%)			
		Total	Land	Strand	Vatten
Scirpus sylvaticus	skogssäv	3,0	7,0	2,4	0,1
Carex acuta	vass starr	3,5	5,9	4,5	1,3
Carex rostrata	flaskstarr	2,9	4,3	2,2	2,1
Carex riparia	jättestarr	35,0	43,0	47,6	23,2
Solanum dulcamara	besksöta	2,4	1,1	3,5	3,0
Iris pseudacorus	svärdslilja	0,7	0,0	2,5	0,4
Carex paniculata	vippstarr	0,5	0,6	1,6	0,0
Carex pseudocyperus	slokstarr	0,2	0,0	0,8	0,0
Lythrum salicaria	fackelblomster	0,2	0,1	0,7	0,0
Stachys palustris	knölsyska	0,2	0,4	0,5	0,0
Typha angustifolia	smalkaveldun	4,8	0,0	0,2	10,6
Schoenoplectus lacustris	säv	1,8	0,0	0,0	4,0
Sparganium emersum	igelknopp	0,5	0,0	0,0	1,1
Persicaria amphibia	vattenpilört	0,2	0,0	0,2	0,4

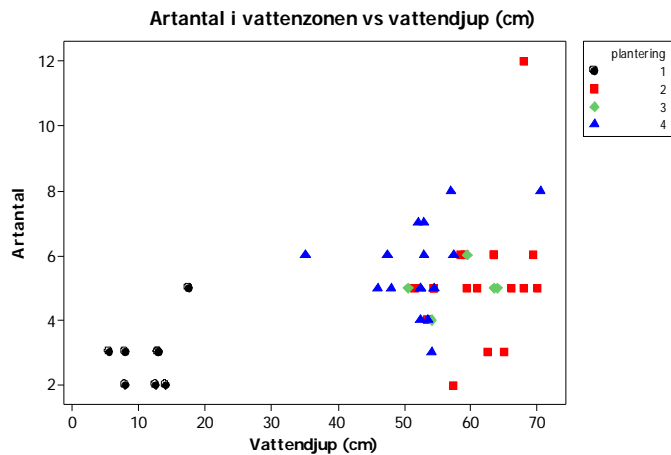


Figur 5. Låddiagrammet visar skillnaderna i medelvärde i de fyra planteringsklasserna med hänsyn till zon. Varje låda begränsas av 25:e och 75:e percentilen, whiskers visar på data som befinner sig över eller under 1,5 lådlängder utanför lådan och outliers (*) visar på data som befinner sig utanför whiskers.



Figur 6 (nästföljande sida). En DCA analys över arters utbredning i Vattenparkens landzon där a. visar mönstret i arternas utbredning och b. hur inventeringsområdena förhåller sig till varandra.

Regressionsanalys understryker ett signifikant positivt samband mellan vattendjup och artantal i vattenzonen ($F_{1,46} = 18,6$; $P < 0,001$) som motsvaras av ekvationen: artantal i vattenzonen = $2,32 + 0,052 * \text{vattendjup cm}$. Vattendjupet i vattenzonen förväntas följa vattendjupsindelningen från anläggningen av Vattenparken (jämför med karta över Vattenparken, bilaga 2) men överensstämmelsen är inte total (figur 7). Det anlagda vattendjupet motsvaras här av planteringsklasserna där plantering 1 är på tröskelzonen, plantering 2 och 3 är i den djupa zonen och plantering 4 i den medeldjupa.



Figur 7. Det uppmätta vattendjupet motsvaras inte fullt ut av zonindelningen. Grafen visar en tendens till ökat artantal vid ökat vattendjup.

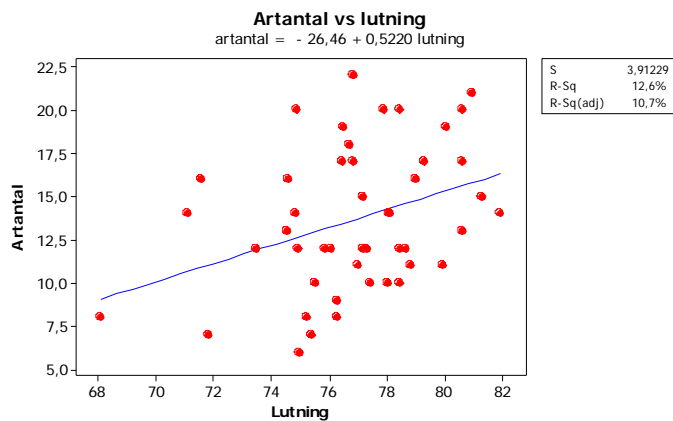
Skötseln av den strandnära vegetationen i Vattenparken genom slåtter är tyvärr begränsad till ett fåtal små områden varför möjligheterna att analysera skötselns påverkan på artantalet är relativt små. Dock kan det konstateras att de skötta områden omfattar artantal som befinner sig strax under medelvärdet.

Strandlutningen varierar mycket lite mellan inventeringsområdena i Vattenparken (tabell 9) men ändå är sambandet mellan artantal och lutning signifikant enligt regressionsanalysen ($F_{1,45} = 6,5$; $P = 0,014$) (figur 8a). För att understryka att lutningens påverkan på artantalet inte enbart är en effekt av att planteringsklasserna hyser olika lutningsgrad, visas fördelningen av planteringsklasser över lutningsskalan i figur 8b. Dock visar en variansanalys på viss skillnad i medelvärde av lutningen i de fyra planteringsklasserna ($F_{3,43} = 2,95$; $P = 0,043$) men ett Tukeys test visar att det endast är klasserna 1 och 2 som uppvisar en signifikant skillnad.

De undersökta områdena skiljer sig i storlek (tabell 10) men regressionsanalys visar inte någon effekt av area på artantalet ($F_{1,46} = 1,31$; $P = 0,258$). Detta oväntade resultat torde komma sig av att storleksvariationen i stort sett är ganska liten och att vattenzonen är satt till 30 m² i alla provytor (figur 9).

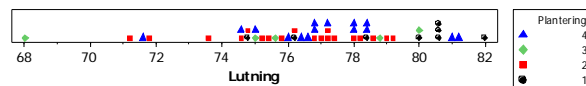
Tabell 9. Strandlutning i Vattenparken. Lutningen mäts över båda zonerna land och strand.

Land + Strand	Lutning			
	Max	Min	Medel	St av
	82	68	76,90	2,82



a.

Fördelning av planteringsklasser över lutningskalan

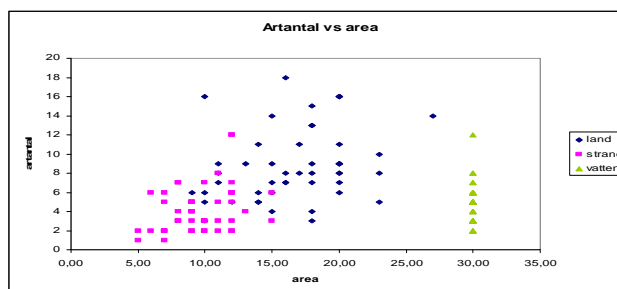


b.

Figur 8 Regressionsanalys av artantal mot strandlutning visas i a. medan b. beskriver fördelningen av planteringsklasserna.

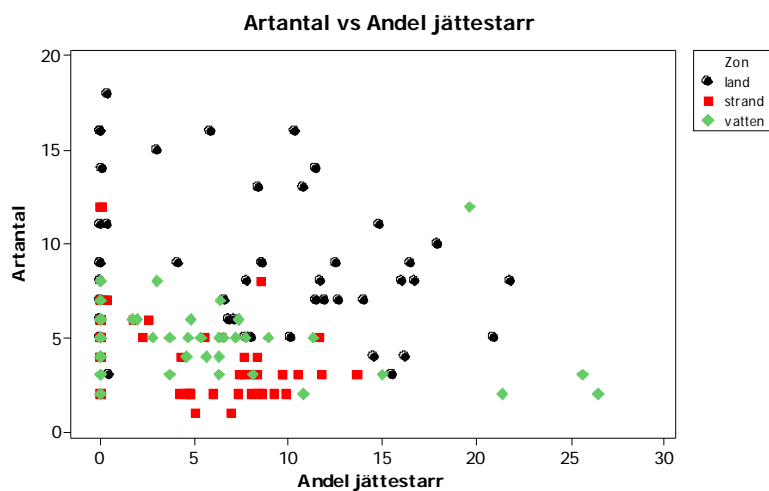
Tabell 10. Zonerna land, strand och vatten beskrivs med hjälp av värdena för dess vattendjup. Observera att vattenzonen var bestämd till 30 m² i förväg oavsett täckningsgrad.

	Area (m2)			
	Total	Land	Strand	Vatten
Max	72	27	15	30
Min	45	9	5	30
Medel	56,02	16,58	9,60	30
St av	5,11	4,06	2,36	0

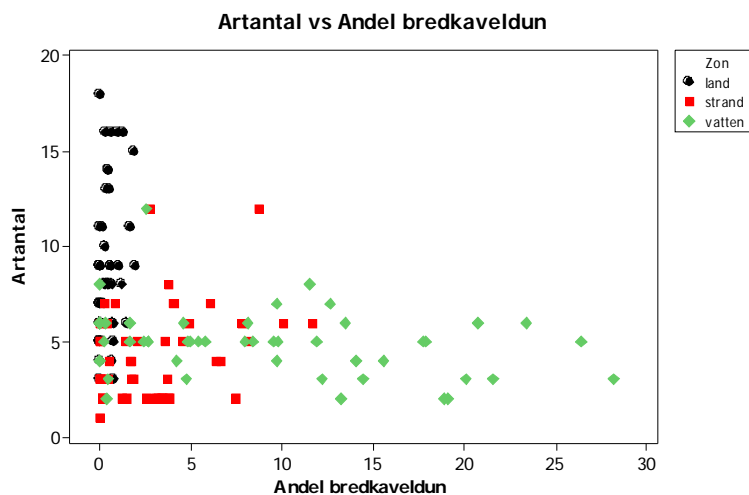


Figur 9. Artantalet visas här mot ytan i zonerna land, strand och vatten.

Bredkaveldun och jättestarr är de dominerande arterna i Vattenparken. Då de två arterna har en mycket hög täckningsgrad minskar det ytan som är tillgänglig för etablering för övriga arter. Därmed kan antas att ökande utbredning av både jättestarr och bredkaveldun skulle minska artantalet. Detta analyseras i en variansanalys av påverkan av zon på artantal där andelen bredkaveldun och jättestarr tas in som kovariabel, med andra ord så tas effekten av zon och den eventuella effekten av bredkaveldun och jättestarr kan separeras från varandra (figur 10). Resultatet visar att zon har hög signifikant påverkan på artantal ($F_{2,74} = 31,08$; $P < 0,001$) men endast jättestarr har signifikant effekt på artantal ($F_{1,74} = 7,19$; $P = 0,009$). Ingen signifikant påverkan av bredkaveldun på artantal kan styrkas ($F_{1,74} = 1,41$; $P = 0,238$).



a.



b.

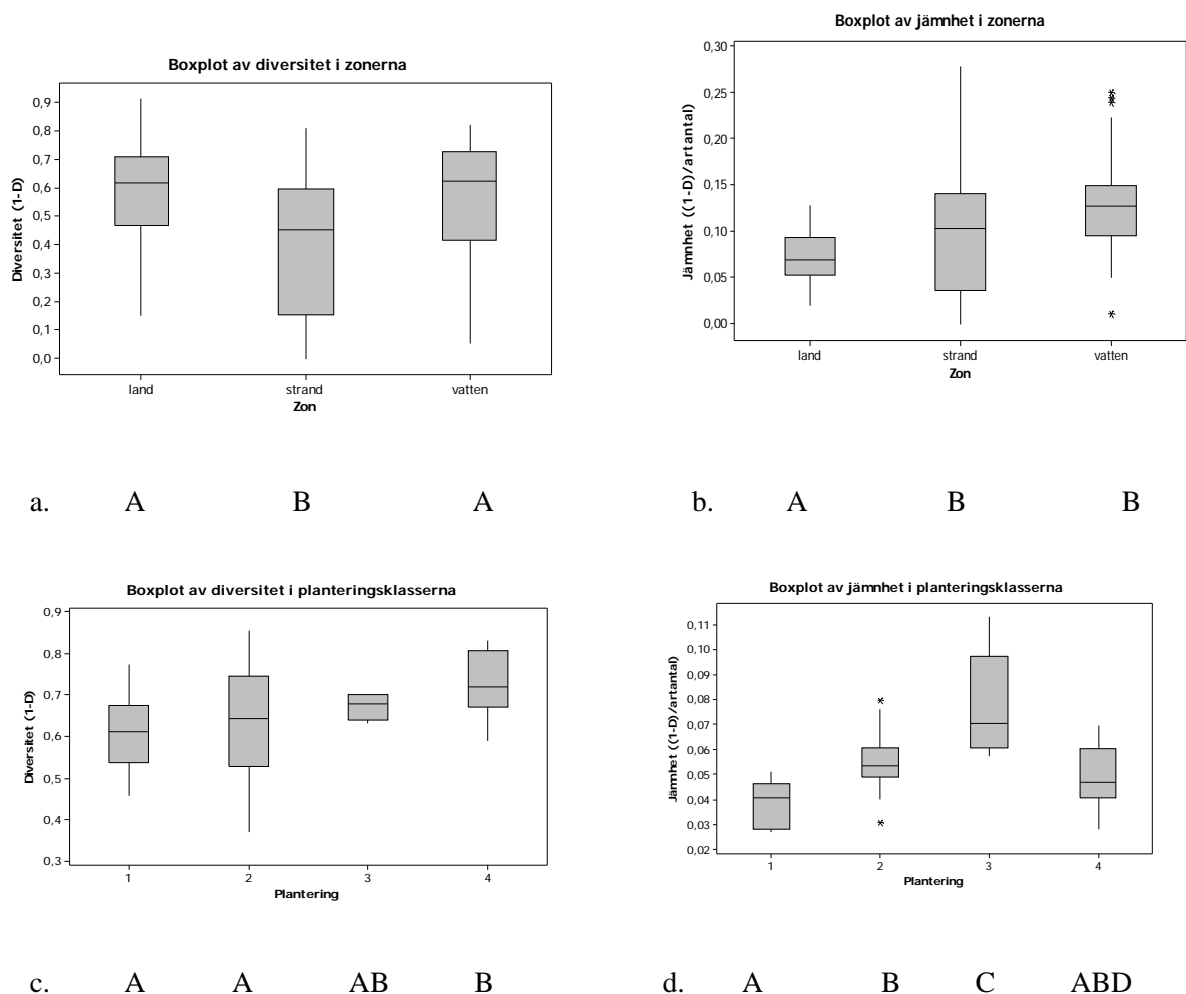
Figur 10. Artantalet mot andelen jättestarr (a.) och bredkaveldun (b.) för alla zonindelningarna av varje område (= 144 st). Vid en första anblick verkar både jättestarr och bredkaveldun ha en negativ inverkan på artantalet men i fallet bredkaveldun tas effekten ut av skillnaden mellan de olika zonerna.

Variation och jämnhet

Som redan konstaterats i metodavsnittet mäts diversiteten som Simpsons index (egentligen $1 - D$) och jämnheten mäts som detta index dividerat med artantalet (tabell 11). I strandzonen påträffas både höga och låga värden för diversitetsindex och jämnhet. Landzonen representeras av det lägsta medelvärdet för jämnhet samt ett av de högsta medelvärdena för diversitet. Vattenzonen motsvarar de högsta värdena inom både diversitet och jämnhet (figur 11 a-b). Zontillhörighet visar sig ha signifikant effekt på både diversitet ($F_{2,141} = 10,23$; $P < 0,001$) och jämnhet ($F_{2,141} = 10,78$; $P < 0,001$). För diversiteten skiljer sig klassen strand från land och vatten. Medelvärdet för jämnhet skiljer signifikant land från strand och vatten. Även planteringen visar sig ha effekt på Vattenparkens diversitet ($F_{3,44} = 3,55$; $P = 0,022$) och jämnhet ($F_{3,44} = 9,37$; $P < 0,001$). De klasser där medelvärdet skiljer sig för diversiteten är 1 från 4 samt 2 från 4. Medelvärdet för jämnheten skiljer signifikant 1 från 2 och 3, 2 från 3 samt 3 från 4 (figur 11 c-d).

Tabell 11. Medelvärdet för både diversitet och jämnhet.

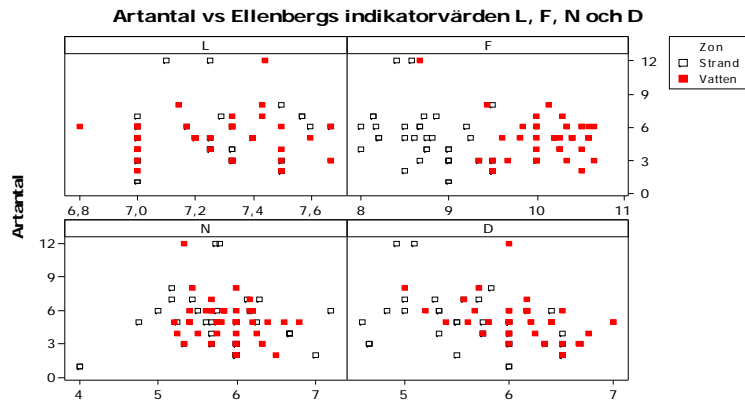
	Diversitetsindex				Jämnhet			
	Total	Land	Strand	Vatten	Total	Land	Strand	Vatten
Max	0,85	0,91	0,81	0,82	0,11	0,13	0,28	0,25
Min	0,37	0,15	0,00	0,05	0,03	0,02	0,00	0,01
Medel	0,67	0,57	0,40	0,57	0,05	0,07	0,11	0,12
St av	0,11	0,18	0,25	0,19	0,02	0,03	0,08	0,05



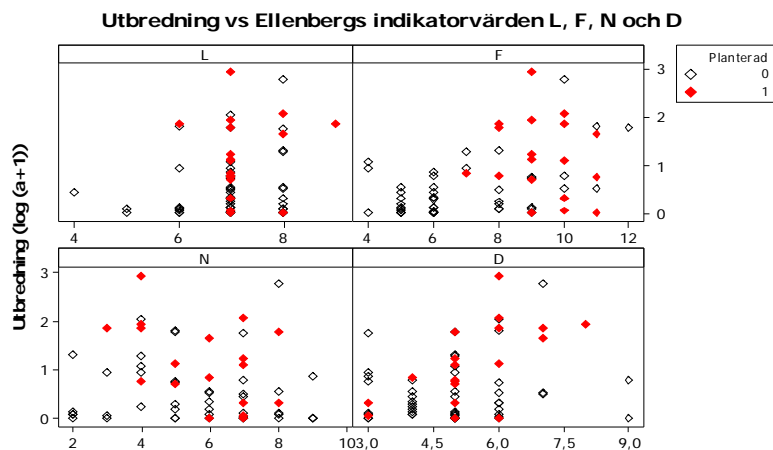
Figur 11. Medelvärdet för diversitetsindex samt jämnhet i planteringsklasser likväl som i zonerna land, strand och vatten. Olika bokstäver visar på signifikant skillnad (Tukeys test). Varje låda begränsas av 25:e och 75:e percentilen, whiskers visar på data som befinner sig över eller under 1,5 lådlängder utanför lådan och outliers (*) visar på data som befinner sig utanför whiskers.

Ellenbergs indikatorvärden

Ellenbergs indikatorvärden för ljus, fuktighet, näring och dominans visar ingen koppling till artantal i Vattenparkens inventeringsområden i strand- och i landzonen (figur 12a). För att om möjligt hitta ett annat forum där indikatorvärdena kan utgöra förklaringsgrund jämförs de mot arternas utbredning (figur 12b). Uteslutna arter vid denna analys är vedartade växter och de arter som endast är bestämda till släkte. Den nya artlistan innehåller 71 arter. Resultatet tyder på ett signifikant samband för fuktighet ($F_{1,64} = 15,48$; $P > 0,001$) och för dominans ($F_{1,67} = 6,86$; $P = 0,011$) men inte för ljus och för näring.



a.



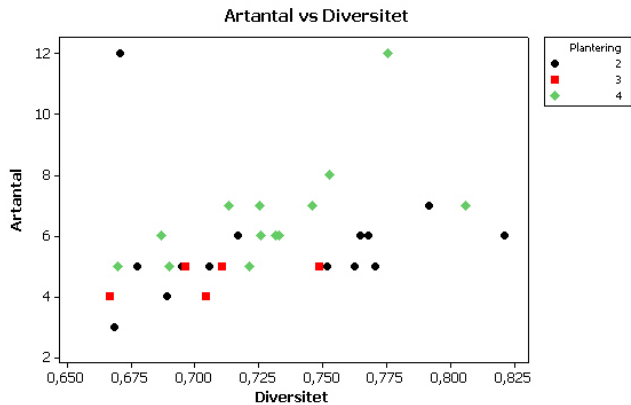
b.

Figur 12. Ellenbergs indikatorvärden mot artantal för inventeringsområden i zonerna strand och vatten (a.) samt mot utbredningen för växterna i Vattenparken (b.).

Naturvärdesanalys

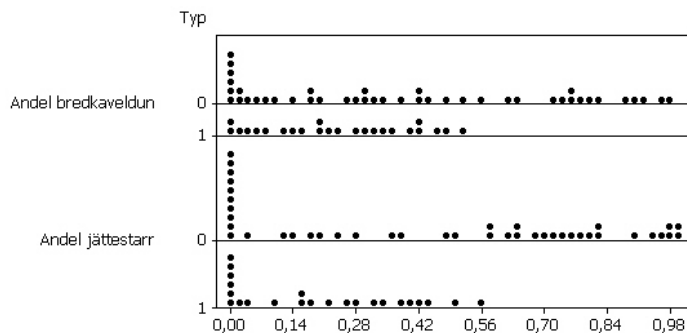
Målet med studien är delvis att ge en hänvisning om vilka områden i Vattenparken som bäst lyckas uppfylla förväntningarna om biologisk mångfald. Som redan nämnts är det svårt att direkt ringa in dessa kriterier. Hänsyn bör tas till artrikedom så väl som till fördelning. Denna fördelning antas beskrivas relativt bra av Simpsons diversitetsindex (1-D). Målet med Vattenparken är delvis att gynna våtmarksfloran och eftersom landzonen beskriver ett relativt terrestert habitat görs ett urval endast från inventeringsområden i strand- och vattenzonen.

För att analysera orsakssambandet mellan inventeringsområdets diversitetsindex och olika påverkansfaktorer delas inventeringsområdena i strand- och vattenzonen in i två grupper med låga respektive höga värden på Simpsons diversitetsindex. En skiljelinje för diversitetsindexet går längs $1-D = 0,66$. Över denna gräns befinner sig 32 inventeringsområden och dessa kan anses framgångsrika. Detta urval av inventeringsområden illustreras i figur 13. Denna grupp utgörs med några få undantag av områden från planteringsgrupp 2 och 4. Ingen skillnad på medelvärde för Ellenbergs indikatorvärden, area, djup eller lutning finns mellan de områdena och de övriga 64 delområden i strand- och vattenzonen kan påvisas. Fördelningen av framgångsrika områden är relativt jämn över hela dammsystemet i Vattenparken. De områden med högre diversitet utmärker sig däremot genom att inte hysa de högsta utbredningarna av bredkaveldun och jättestarr (figur 14).



Figur 13. 32 områden i Vattenparkens strand- och vattenzon hyser ett indikatorvärde över 0,66.

Fördelning av områden i förhållande till bredkaveldun och jättestarr



Figur 14. Av 96 inventeringsområden i strand- och vattenzonen befinner sig ingen av de 32 områdena med högsta diversitetsindex inom den övre skalan gällande andelen bredkaveldun och jättestarr.

DISKUSSION

Att gynna flora- och faunavärden handlar till största del om att erbjuda livsutrymme för hotade och sällsynta arter samtidigt som ökad fragmentering av även vanliga arters livsmiljö utgör ett överhängande hot. Utarmningen i landskapet bör motverkas genom att mindre vanliga ekosystem bereds plats. Den här studien beskriver florans i Enköpings Vattenpark som trots att den inte kan presentera något fullständigt mått på biologisk mångfald ändå kan ge en bild av våtmarkens förutsättningar att gynna naturvärden, på art- liksom på landskapsnivå.

I ett tänkt scenario där Vattenparken aldrig hade anlagts hade marken fortfarande utgjorts av åker. Förutsättningarna hade även sett annorlunda ut om våtmarken hade anlagts med en annan metod. En jämförelse mellan dagens Vattenpark och dessa båda scenarier är naturligtvis helt teoretisk men ändå är det här svaret på frågeställningen finns. Utmaningen ligger i att hitta förklaringen till Vattenparkens artrikedom och diversitet för att på sätt kunna dra slutsatser om vilka faktorer som påverkar dessa båda indikatorer positivt. Dessa påverkansfaktorer beskriver Vattenparkens bidrag till naturvärden.

Artantal och dess påverkansfaktorer

I enlighet med figur 2 och tabell i bilaga 3 är den övervägande delen av Vattenparkens arter representerade i mycket begränsad utsträckning. Detta överensstämmer till viss del med teorin om arters utbredning och fördelning i ett ekosystem men en sådan tydlig dominans borde kunna ersättas av en större jämnhet där fler arter bereds utrymme. En viss del av förklaringen kan hittas i dessa båda arters karaktär som effektiva kolonisatörer på grund av välutvecklad förmåga till vegetativ spridning. Inplanteringen av jättestarr är antagligen avgörande för dess framgång i vattenparken då den annars är ganska sällsynt (Mossberg och Stenberg 2003). Bristen på relation mellan bredkaveldun och artantal grundar sig troligen på att artantalet överlag är relativt lågt i zonerna strand och vatten. Därför resulterar frånvaro av bredkaveldun endast i att en eller ett fåtal andra arter sprider ut sig. Däremot borde det finnas ett samband mellan bredkaveldun och minskad jämnhet. En kraftig utbredning av jättestarr i landzonen påverkar däremot mer eftersom där finns många arter som annars kan etablera sig.

Inventeringen resulterade i 79 arter varav 22 är inplanterade. Då dessa planterade arter är vanligt förekommande i våtmarksmiljöer skulle de mycket väl kunna ha spridits naturligt till Vattenparken. Inplantering ökar trots allt möjligheten till etablering och vissa av de inplanterade arterna hade eventuellt inte funnits representerade där idag om insatsen uteblivit. Endast tre inplanterade arter har inte påträffats vid inventeringstillfället (de kan fortfarande finnas i Vattenparken) och det bör ses som ett positivt resultat. Tyvärr är dock flera planterade arter mycket fåtaliga och risken finns att deras utbredning är minskande. När alla tre zonerna medräknas har inventeringsområdena i planteringsklass 1 och 4 generellt högre artrikedom (grundat på medelvärde) än planteringsklass 2 och 3. En viss osäkerhet finns i analysen på grund av skillnader i antal inventeringsområdena inom de olika klasserna. Med resultatet i figur 5 som utgångspunkt kan antas att det höga artantalet i planteringsklass 1 i landzonen delvis är en följd av flackare strandlutning samt att planteringsåtgärder via jordklumpar och fuktängsfröblandning kan ha hållit tillbaka utbredningen av jättestarr. Det låga artantalet i vattenzonen i områdena tillhörande planteringsklass 1 kan eventuellt härledas från inplanteringen av jättestarr och vasstarr vilka båda visar tendens till omfattande utbredning. Smalkaveldun, som har etablerat sig relativt bra, har planterats i vattenzonen i planteringsklass 2 och 3 vilket eventuell är en bidragande faktor till det lägre artantalet där än i planteringsklass 4 som saknar inplantering av smalkaveldun. I strandzonen i planteringsklass 4 kan utplantering av skogssäv och flaskstarr vara orsaken till de högre artantalen då dessa hindrar en expansiv utbredning av bredkaveldun och jättestarr.

En av bristerna i denna studie är att man inte kan hålla isär effekterna av planteringsklass och djup, vilket gör det mycket svårt att statistiskt skilja dessa påverkansvariabler från varandra. Dock kan konstateras att det uppmätta vattendjupet inte exakt följer de ursprungliga djupzonerna i Vattenparken vilken kan styrka antagandet att planteringen har större inflytande över artantal och diversitet. En möjlig effekt av vattendjupet kan dessutom endast antas synlig i vattenzonen vilket ytterligare styrker antagandet att planteringen påverkar artsammansättningen i högre grad än vattendjupet, i alla fall i land- och strandzonen.

Varierande artantal i de tre zonerna är föga förvånande. Litteraturen styrker arternas fördelning längs med en fuktighetsgradient (Keddy 2000 och Cronk och Fennessy 2001). För växter är förutsättningarna på land gynnsammare än de i vatten vilket ger en större terrester artpool. Däremot är det intressant att artantalet är så pass lågt i strandzonen. Här kunde en kanteffekt med ökad artrikedom förväntas uppstå (Kiehl och Weisner

1998). I Vattenparken är strandzonen det område där dominansen av jättestarr och bredkaveldun är tydligast. Eventuellt kan orsaken sökas i att vattenståndet inte följer de naturliga variationerna med högvatten under snösmältning och höstregn tillsammans med flödestoppar efter kraftiga skyfall. Flödesvariationerna i Vattenparken beskrivs snarare av ett relativt stadigt vattenstånd hela den aktiva säsongen med en något lägre (5 – 10 cm) vattennivå under den kallaste delen av året. Dessa förutsättningar med för lite vatten för att vara en riktig sumpzon men för mycket för att utgöra terrestert habitat utesluter flertalet arter från att kolonisera strandzonen. Att en påtaglig del av existerande växtlighet i strandzonen utgörs av torrståndare understryker de svåra förhållandena. Dessutom utgör riklig utbredning av jättestarr och bredkaveldun i sig ett effektivt hinder för övriga arter att överleva eller nyetablera sig..

Den måttliga skillnaden i storlek på de olika inventeringsområdena kan troligen förklara bristen på effekt av arean på artantalet. Överskuggning av andra faktorer som påverkar artantalet kan samtidigt antas vara betydande. Till exempel kan planteringsinsatsen ha satt den naturliga balansen ur spel.

Skötsel i form av slåtter förekommer endast i fyra inventeringsområden vilket är för få för en säker analys av skötselns inverkan på artantalet. Om inte annat kan det konstateras att de områden där det bedrivs slåtter varken befinner sig längst ned eller högst upp på skalan över artantal. Vid inventeringstillfället var områdena slagna relativt nyligen och vissa arter var svåra att bestämma eftersom det fanns så pass lite blad och blommor kvar. Möjligen kan det ha en inverkan på inventeringsresultatet. Hög artrikedom hos kärlväxter behöver dock inte vara den enda positiva konsekvensen av slåtter, utan även fågellivet gynnas av strandpartier med en blå bård mot vattnet. Dessutom finns en del skalbaggsarter som föredrar öppna strandpartier, men de har även krav på öppna markblottor till exempel i form av tramp från kreatur, så där finns ingen lika självklar koppling till artrikedom av växter.

Det positiva sambandet mellan artantal och strandlutning understryker relevansen hos rekommendationer om att eftersträva flacka stränder vid anläggning av våtmarker. En av anledningarna är att flacka stränder är väsentligt lättare att sköta med exempelvis slåtter eller bete. En svag släntlutning minskar dessutom erosionsrisken. Flackare strand ger upphov till en bredare strandzon vilket ger en distinktare fuktighetsgradient och därmed förutsättningarna för en varierad våtmarksflora. Fåglar gynnas av de öppna ytor som skapas och tillgängligheten för djur som exempelvis harar och rådjur ökar. Dock innebär flacka stränder gynnsammare miljö för igenväxningsvegetation, speciellt under hög näringsbelastning samt begränsade vattenståndsfluktuationer (Rapport 2004:2).

Variation och jämnhet – svåranalyserade parametrar

Trots signifikant skillnad mellan värden på diversitetsindex och jämnhet till både zon och plantering går det inte att dra några självklara slutsatser av resultatet. Dels är skillnader endast påtagliga mellan vissa planteringsklasser och zoner vilket gör det svårt att se tydliga mönster dels finns en viss interaktion mellan zon och plantering vilket ytterligare överskuggar orsakssambanden.

Diversitetsindex är ett mått som tar hänsyn till både artantal och spridning medan jämnhet däremot enbart beskriver fördelningen mellan de representerade arterna. Skillnaden i jämnhet inom de fyra planteringsklasserna vägs upp av varierande artantal och resulterar i en relativt begränsad spridning av diversitetsindex. Inbegripet med jämförelser av diversitetsindex finns en viss risk för feltolkning i samband med att hög diversitet okritiskt kopplas samman med hög biologisk mångfald. Detta tankesätt kan medföra att områden med högt artantal men med mycket låg jämnhet (som har relativt högt diversitetsindex) ses som positiva ur naturvårdssynpunkt. Detta behöver inte vara fallet eftersom det beskriver monokulturer vilka i Vattenparken exemplifieras av täta bestånd av bredkaveldun och jättestarr.

Ellenberg's indikatorvärden – få förklaringsmöjligheter

Den förväntade möjligheten att utnyttja Ellenberg's indikatorvärden som förklaringsgrund för Vattenparkens artsammansättning uteblev. Vid sökandet efter samband mellan växters framgång och dess indikatorvärden påträffas det svårhanterliga problemet av att de naturliga processerna har satts ur spel genom inplantering. Även om de inplanterade arterna hade möjligheten att sprida sig naturligt till Vattenparken finns alltid en ovisshet kring den avgörande faktorn för varje arts utbredning. Denna ovisshet finns normalt vid all koppling mellan artsammansättning och miljöfaktorer vilket gör att inplantering lägger ytterligare en osäker variabel ovanpå ett redan svårtydligt nätverk av orsak och verkan.

Slutsatser

Vattenparkens bidrag till naturvården

Inventeringen i Vattenparken avsåg endast floran men ändå uppmärksammades en påtaglig rikedom och mångfald av bl a fåglar, grodor, ormar, sländor, fjärilar, vårtbitare och spindlar. Trots avsaknaden av vetenskapliga belägg anser jag att är ett betydelsefullt konstaterande. Antagligen skulle det vara mycket svårt att sänka artrikedomen i förhållande till markens tidigare användningsområde som åkermark. Vattenparken i Enköping var dömd att lyckas. Utöver den lokala diversiteten bidrar Vattenparken till ökad mångfald ur ett större perspektiv bara genom att öka andelen våtmark som element i landskapet. Vidare visar inventeringen på en stor artrikedom av växter i Vattenparken. Däremot är inte resultatet fullt tillfredsställande. Många av de inplanterade arterna är idag endast fåtaligt representerade och de dominerande arterna jättestarr och bredkaveldun utgör mer än hälften av utbredningen i inventeringsområdet. Sålunda understryker denna studie att en kombination av naturvård och rening av dagvatten är möjlig men inte självklar.

Oberoende av syfte innebär all anläggning av våtmarker en total omstrukturering av platsens miljöförhållanden. För att komma åt hemligheten bakom att skapa ett fungerande ekosystem krävs noggranna jämförelser med den naturliga förlagan. Tidigare undersökningar visar på en högre artrikedom och biodiversitet i naturliga våtmarker än i anlagda (Kiehl och Weisner 1998 och Champell 2002). Orsakerna till detta kan variera men möjligen visar det på att anlagda våtmarker kan utvecklas mot mer optimala förhållanden för artrikedom. Två miljöfaktorer som påverkar våtmarkens förutsättningar är halten av näring och tungmetaller i det tillrinnande vattnet. På grund av den stora andelen jordbruksmark i omkringliggande landskap borde det inte påträffas några betydande skillnader mellan Vattenparken och närbelägna naturliga våtmarker gällande halten av närsalter i vattnet. Näringshalten saknar troligtvis effekt på artsammansättningen vilket styrks av det obefintliga sambandet mellan arternas indikatorvärde för näring och dess utbredning. Att inte heller tungmetaller har någon inverkan på artrikedomen styrks av den jämna spridningen av inventeringsområden med högst diversitet. Ellenberg har ett indikatorvärde som beskriver arter med måttlig eller påtaglig motståndskraft mot tungmetaller (Ellenberg *et al.* 1992). Det har dock inte använts i den här studien då indikatorvärdet inte anses fulltäckande eftersom motståndskraftiga arter som dessutom påträffas i normala jordar inte listas.

De hydrologiska förhållandena är av betydande vikt för en våtmarks förutsättningar att upprätthålla en varierande artrikedom och flödesvariationer kan ha direkta effekter på floran i en våtmark (Cronk och Fennessy 2002, Kercher 2004 och Keddy 2000). Den uppenbara bristen på flödesvariationer i Vattenparken kan därmed antas vara en betydande påverkansfaktor på artsammansättningen. Moran *et al.* (2008) konstaterar att artrikedomen i de våtmarker som de har undersökt ökar med minskad varaktighet av översvämningar. En annan undersökning visar på samstämmiga resultat där återhämningsperioden efter förhöjt vattenstånd innebär en ökad biodiversitet (Toogood 2007). Då det finns fler arter som är anpassade till en mer terrester miljö än som är motståndskraftiga mot den stress det innebär att växa helt eller delvis i vattenmättad mark är nämnda forskningsresultat eventuellt inte förvånande. Dock kan det antagligen kopplas till att ett flertal våtmarksarter visar större sannolikhet för lyckad sexuell spridning via frön vid lägre vattenstånd (Keddy och Constabel 1986). Roth *et al.* (1999) konstaterar att våta men inte översvämmade marker utgör de platser där frön har störst chans att gro och skott att bildas.

Utvecklingsmöjligheter för Vattenparken och nya anlagda våtmarker

Möjliga åtgärder för att fördjupa naturvårdsarbetet i Vattenparken handlar framför allt om att introducera flödesvariationer och att hindra fortsatt utbredning av bredkaveldun. Höjd vattennivå kan genomföras genom att öka inflödet via pumpstationen utan att tillåta ökad utströmningshastighet. Av största vikt är att vattnets uppehållstid bibehålls. Aktiv bekämpning av bredkaveldun sker fördelaktigast genom en kombination av föränderliga vattenståndsnivåer och avslagning (Feuerbach 2004).

Vid planeringen av nya våtmarker kan erfarenheter från Vattenparken utgöra en väsentlig kunskapsbas. I de fall den hydrologiska heterogeniteten anses spela en avgörande roll för växtsamhället finns möjligheten att anlägga våtmarken på ett något omvänt sätt i förhållande till Vattenparken. Istället för att sammanföra vattenrening och gynnande av biologisk mångfald kan dessa båda uppgifter delas upp i två sammanlänkade dammsystem. Oreglerat vatten når då först en kombinerad överdämningsyta och artrik damm. Här prioriteras insatser för att gynna variationsrikedom, som plantering av växter och skötsel. Vattnet transporteras vidare via en sluss eller ett pumpsystem och passerar genom en damm med rening som huvudsyfte. Här styrs

vattenflödet så att strömhastighet och uppehållstid blir optimalt för framförallt sedimentation. Gränsdragningen mellan dammarnas uppgifter är inte knivskarp då även rening genom denitrifikation och vegetationens upptag sker i dammen för biodiversitet och flertalet önskade växter men kanske framför allt djur, trivs i reningsdammen. Fördelarna med detta uppdelade system är att påkostade insatser av växtetablering för gynnande av biodiversitet sannolikt har större chans att ge resultat samt att åtgärder för optimal reningseffekt kan prioriteras i delar av anläggningen. Detta samtidigt som det båda sammankopplade dammsystem utgör ett komplement till varandra och därmed ökar projektets ekonomiska försvarbarhet.

Utvärdering och uppföljning av naturvärden i anlagda våtmarker

Avslutningsvis kan poängteras vikten av dokumentation av åtgärder och resonemang i samband anläggning av våtmarker. Det bör vara eftersträvansvärt att i startskedet av ett projekt planera och budgetera för analys och utvärdering av förväntade resultat. Förtjänsterna med att följa utvecklingen vid anläggandet av en ny våtmark kontinuerligt över lång tid kan inte nog betonas. Då regelbundna inventeringsinsatser är resurs- och tidskrävande kan en uppföljning av enbart dominerade arter vara nog så givande. En eventuell frånvaro av data för betydelsefulla mångfaldsvariabler som artrikedom och diversitet till trots kan naturvärdet med anlagda våtmarker anses uppfyllt så länge de inte till största del utgörs av monokulturer av till exempel vass eller bredkaveldun. Eventuellt kan denna information fås från en flygbild över våtmarken vilken sedan analyseras digitalt. Att följa upp en våtmark enbart genom att dokumentera dominerande arter är naturligtvis inte eftersträvansvärt men om alternativet är utebliven uppföljning kan det ändå ge information om våtmarkens utveckling. Framför allt kan uppföljningen uppmärksamma när insatser bör sättas in innan det är för sent. Forskning för att göra detaljerade utvärderingar är naturligtvis ovärderligt.

TACK

Ett Tack till Yvonne Byström och Jonas Andersson på WRS Uppsala för information och uppslag. Paula Krumlinde, fd anställd på parkförvaltning Enköpings kommun, är värd ett varmt Tack för all hjälp och glada tillrop. Jag tackar även Johan Arvidsson på parkförvaltningen Enköpings kommun för utlåandet av vadarstövlar och supersnabba svar på mina mail.

Ett stort Tack till min handledare, Anders Glimskär, för att du trott på mig trots mina svårlästa utkast och förvirrade analyser. Tack även till Peter Redbo-Torstensson för värdefulla kommentarer i rapportens slutskede.

Slutligen, ett Tack till min familj för att ni finns.



REFERENSER

- Appelqvist T. och Svedlund L. 1998. Insekter i odlingslandskapet. Jordbruksverket. Jönköping.
- Arheimer B. och Bergström S. 2002. Våtmarkers påverkan på vattenbalans och storskaliga flöden. I: Tonderski K., Weisner S., Landin J. och Oscarsson H. (red), Våtmarksboken, Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker, s 23 – 30. VASTRA, Västervik.
- Barrat-Segretain M.H. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. *Vegetatio*. 123:13 – 37.
- Bastviken S. 2006. Nitrogen removal in treatment wetlands, Factors influencing spatial and temporal variations. Dissertation No 1041. Lindköping Studies in Science and Technology.
- Bertilsson C. 2006. Nyfiken grön: handbok för naturguider. Svenska Naturskyddsföreningen
- Bibby C. J. 1998. Selection areas for conservation. I: Sutherland W. J. (red), Conservation Science and Action. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Bråkenhielm S. och Qinghong L. 1994. Comparison of field methods in vegetation monitoring. *Water, Air, & Soil Pollution*, 79: 75-87.
- Burt T. P., Heathwaite A. L. och Trudgill S. L. 1993. Nitrate: Processes, Patterns and Management. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex.
- Byström Y. 2002. Skötselplan för Vattenparken Enköping. Teknikförvaltningen Enköpings kommun.
- Campbell D.A., Cole C.A. och Brooks R.P. 2002. A comparison of created and natural wetlands in Pennsylvania, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 10: 41 – 49.
- Cook C.D.K. 1990. Aquatic Plant Book. Academic Publishing. The Hague.
- Coops H. och van der Velde G. 1995. Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. *Freshwater Biology*, 34:13-20.
- Cronk J. K. och Fennessy M. S. 2001. Wetland plants: Biology and Ecology. Lewis Publisher.
- Cserhalmi N. 1999. Fårad mark, Handbok för tolkning av historiska kartor och landskap. Lantmäteriverket, Gävle.
- Dethier M.N., Graham E.S., Cohen S. och Tear L.M. 1993. Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine ecology progress series*, 96: 93 – 100.
- Diekmann M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology: a review. *Basic Applied Ecology*, 4: 493 – 506.
- Ehrenfeld J.G. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecological Engineering* 15:253 – 265.
- Ellenberg H., Weber H.E., Dull R.P.G., Wirth V., Werner W. och Paulissen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed. (Indicator values of plants in central Europe.) *Scripta geobotanica*; 18. Erich Goltze KG, Göttingen.
- Eriksson P.G. och Weisner S.E.B. 1996. Functional differences in epiphytic microbial communities in nutrient-rich freshwater ecosystems: an assay of denitrifying capacity. *Freshwater Biology* 36: 555-562.
- Etherington J. R. 1983. Wetland Ecology. Edward Arnold. London.
- Feuerbach P. 1998. Praktisk handbok för våtmarksbyggare, anläggning och skötsel. Hushållningssällskapet Halland, Halmstad.
- Feuerbach P. 2004. Anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet, förbättringar och skötsel. Hushållningssällskapet Halland, Halmstad.
- Fowler J. och Cohen L. 1992. Practical Statistics for Field Biology. Open University Press. West Sussex.
- Gaston K. J. 1998. Biodiversity. I: Sutherland W. J. (red), Conservation Science and Action. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Gärdenfors U. (red). 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. Artdatabanken. Uppsala.

- Hellmark M. (red) 2007. Naturen till din tjänst, Svenska Naturskyddsföreningens årsbok 2007. Fälth och Hässler, Värnamo.
- Hoopes M. F. och Harrison S. 1998. Metapopulation, source – sink and disturbance dynamics. I: Sutherland W. J. (red), Conservation Science and Action. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. och O.F.R. van Tongeren (red). 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- Keddy P. A. 2000. Wetland ecology, Principles and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Keddy P.A. och Constabel P. 1986. Germination of ten shoreline plants in relation to seed size, soil particle size and water level: an experimental study. *Journal of Ecology*, 74: 133-141.
- Kercher S.M. Frieswyk C.B. och Zedler J.B. 2001. Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. *Journal of Vegetation Science*, 14. 899-906.
- Kercher S.M. och Zedler J.B. 2004. Flood tolerance in wetland angiosperms: a comparison of invasive and noninvasive species. *Aquatic Botany*, 80:89 – 102.
- Kiehl K. och Weisner S. 1998. Plant species diversity in natural and constructed wetlands in Southern Sweden. VASTRA. Linköping.
- Krok Th.O. B. N. och Almqvist S. 2003. Svensk Flora, Fanerogamer och Ormbunkeväxter. Liber, Falköping.
- Landin J. 2002. Våtmarker är av många slag. I: Tonderski K., Weisner S., Landin J. och Oscarsson H. (red), Våtmarksboken, Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker, s 31-40. VASTRA, Västervik.
- Larm T. 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. Rapport nr 1994-06, Svenska vatten- och avloppsföreningen VAV, KTH och Stockholm Vatten AB.
- Lundström J.O. och Leonardson L. 2002. Kan våtmarker orsaka miljöproblem? I: Tonderski K., Weisner S., Landin J. och Oscarsson H. (red), Våtmarksboken, Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker, s 187 – 211. VASTRA, Västervik.
- Löwgren M., Frykblom P., Hjerpe M. och Krantz H. 2002. Våtmarkers kostnader, onyttiga och nytta. I: Tonderski K., Weisner S., Landin J. och Oscarsson H. (red), Våtmarksboken, Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker, s 212 – 231. VASTRA, Västervik.
- Magurran A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd, Cornwall.
- Moran J., Sheehy-Skeffington M. och Gormally M. 2008. The influence of hydrological regime and grazing management on the plant communities of a karst wetland (Skealohan turlough) in Ireland. *Applied Vegetation Science*, 11:13 – 24.
- Morin P.J. 1999. Community Ecology. Blackwell Science. Massachusetts.
- Mossberg B. och Stenberg L. 2003. Den nya Nordiska Floran. Wahlström och Widstrands förlag, Tangen.
- Naturvårdsverket. 2007. Myllrande våtmarker. Rapport-5771-8 ISSN 0282-7298.
- Pimm S. L. 1998. Extinction. I: Sutherland W. J. (red), Conservation Science and Action. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Rapport 2004:2. Jordbruksverket. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet: Kriterier för rening av växtnäring med beaktandet av biologisk mångfald och kulturmiljö.
- Reuterskiöld D. 2000. Biologisk mångfald i dammar: Vegetation. Ekologgruppen, Landskrona.
- Roth S., Seeger T., Poschlod P., Pfadenhauer, J. och Succow M. 1999. Establishment of helophytes in the course of fen restoration. *Applied Vegetation Science*, 2: 131-136.
- Sculthorpe C.D. 1967. The Biology of Aquatic Vascular Plants. Edward Arnold Publisher. London.
- Sjörs H. 1971. Ekologisk botanik. Almqvist och Wiksell. Stockholm.
- Steven D.D., Sharitz R.R., Singer J.H. och Barton C.D. 2006. Testing a passive revegetation approach for restoring coastal plain depression wetlands. *Restoration Ecology*, 14: 452 – 460
- Stockey A. 1992. Fluctuating water conditions identify niches for germination in *Alisma platago-aquatica*.

Acta Oecologica, 13:227-229.

Sutherland W. 1990. Biological flora of the British Isles. *Iris pseudacorus*. Journal of Ecology, 78: 833 - 848.

Svensson R. och Glimskär A. 1993. Våtmarkernas värde för flora och fauna: Skötsel, restaurering och nyskapande. Rapport 4175, Naturvårdsverket. Solna.

Thyssen N. (red). 1990. Danske Vandplanter. Miljönyt nr 2 1990. Miljöstyrelsen, Danmarks miljøundersøgelser, København.

Tonderski K., Weisner S., Landin J., och Oscarsson H. (red). 2002. Våtmarksboken, Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA, Västervik.

Tonteri T. 1990. Inter-observer variation in forest vegetation cover assessments. *Silvia Fennica*, 24: 189 – 196.

Toogood S.E., C.B. Joyce och S. Waite. 2008. Response of floodplain grassland plant communities to altered water regimes. *Plant Ecology* 197:285-298.

Wallsten M. och Solander D. 1988. Vattenväxter och miljön. Naturvårdsverket Rapport 3495. Solna.

BILAGA 1: FUKTÄNGSFRÖBLANDNING

6702 - Fuktig-blöt neutral jord	
Achillea ptarmica	Nysört
Angelica sylvestris	Stråtta
Caltha palustris	Kabbleka
Cirsium helenoides	Borsttistel
Cirsium palustre	Kärtistel
Eupatorium cannabinum	Hampflockel
Filipendula ulmaria	Älgört
Geranium sylvaticum	Midsommarbl
Geum rivale	Humleblomster
Hypericum maculatum	Fyrk. joh.ört
Lycopus europaeus	Strandklo
Lychnis flos-cuculi	Gökblomster
Lysimachia vulgaris	Videört
Lythrum salicaria	Fackelblomster
Myosotis scorpioides	Å. förgätmigej
Prunella vulgaris	Brunört
Ranunculus acris	Smörblomma
Silene dioica	Rödblåra
Succisa pratensis	Ängsvädd
Trollius europaeus	Smörboll
Vicia cracca	Kräkvicker
<i>Summa örter 17,5%</i>	
Alopecurus pratensis	Ängskavle
Briza media	Darrgräs
Carex ovalis	Harstarr
Cynosurus cristatus	Kamäxing
Deschampsia caespitosa	Tuvtåtel
Festuca pratensis	Ängssvingel
Festuca rubra	Rödsvingel
<i>Summa gräs 82,5%</i>	

BILAGA 2: VATTNETS VÄG I VATTENPARKEN

Dagvatten från diket (1) pumpas via pumpstationen (2,5,6) vid överdämningsytan (3) upp till översilningen (7). Därifrån rör sig vattnet långsamt genom vegetationen och renas från partiklar och syresätts innan det når inloppsdiket (8). Diket leder in vattnet i dammarna. Vattnet rör sig genom systemet, där vattenreningen fortsätter. Dammarna är utformade med olika djup, 1,5 m (9), 0,7 m (10) och vegetationsklädda tröskelpartier (11). Utloppet för vattnet åter till korsängsdiket, och vid låga flöden kan vattnet passera anläggningen flera gånger innan det rinner ut i recipienten Enköpingsån och Mälaren.

På bilden framgår också de siktlinjer som löper genom parken (markerade med pilar) med sikt ner genom dalgången. Träd- och buskplanteringar anpassas för att smälta samman med tidigare trädplanteringar och naturmark. Den vedartade vegetationen är förbehållen parkens övre delar, för att ge ett naturligt intryck och för att inte störa sikten genom landskapet.



BILAGA 3: ARTFÖRDELNING, TOTALT OCH ZONVIS

Artlista med total proportionell förekomst			
x	Carex riparia	jättestarr	0,3503
	Typha latifolia	bredkaveldun	0,2453
x	Typha angustifolia	smalkaveldun	0,0479
	Agrostis capillaris	rödven	0,0445
x	Carex acuta	vass starr	0,0353
x	Scirpus sylvaticus	skogssäv	0,0297
x	Carex rostrata	flaskstarr	0,0290
	Potamogeton natans	gäddnate	0,0255
	Lemna trisulca	korsandmat	0,0248
x	Solanum dulcamara	besksöta	0,0244
	Cirsium arvense	åkertistel	0,0226
x	Schoenoplectus lacustris	säv	0,0181
	Poa sp.	gröe	0,0175
	Achillea ptarmica	nysört	0,0081
	Juncus effusus	veketåg	0,0076
x	Iris pseudacorus	svärdslija	0,0067
x	Carex paniculata	vippstarr	0,0052
	Festuca rubrens	rödsvingel	0,0052
x	Sparganium emersum	igellknopp	0,0049
	Hypericum perforatum	äkta johannesört	0,0046
	Salix aurita	bindvide	0,0041
	Vicia hirsuta	duwicker	0,0032
	Deschampsia cespitosa	tuvåtel	0,0032
	Rumex obtusifolius	tomtskräppa	0,0026
x	Stachys palustris	knölsyska	0,0024
	Vicia cracca	kräckvicker	0,0021
	Phragmites australis	vass	0,0021
	Betula pendula	björk	0,0021
x	Lythrum salicaria	fackelblomster	0,0021
x	Persicaria amphibia	vattenpilört	0,0020
	Cicuta virosa	sprängört	0,0019
	Carex vesicaria	blåsstarr	0,0019
x	Carex pseudocyperus	slokstarr	0,0017
	Galeopsis speciosa	hampdån	0,0010
	Festuca pratensis	ängssvingel	0,0010
	Lemna minor	andmat	0,0010
	Eleocharis palustris	knappsäv	0,0010
	Phalaris arundinacea	rörflen	0,0009
	Sonchus arvensis	åkermolke	0,0008
	Scrophularia nodosa	flenört	0,0007
	Lathyrus pratensis	gulvial	0,0005
x	Sparangium erectum	storigelknopp	0,0005
x	Alisma plantago-aquatica	svalting	0,0005
	Tussilago farfara	hästthov	0,0004
	Trifolium pratense	vitklöver	0,0004
	Trifolium hybridum	alsikeklöver	0,0004
	Angelica sylvestris	strätta	0,0003
	Myosotis scorpioides	äkta förgätmigej	0,0002
	Trifolium repens	rödklöver	0,0002
	Epilobium palustre	kärddunört	0,0002
	Ranunculus acris	vanlig smörblomma	0,0002
	Corylus avellana	hassel	0,0001
	Chenopodium polyspermum	fiskmålla	0,0001
	Taraxacum sp.	maskros	0,0001
	Phleum pratense	timotej	0,0001
	Galium uliginosum	sumpmåra	0,0001
	Stellaria palustris	kärstjämblomma	0,0001
	Lysimachia vulgaris	strandlysing	0,0001
	Rumex acetosa	ängssyra	0,0001
	Symphytum xuplandicum	upplånsk vallört	0,0001
	Carex sp.	starr	0,0001
x	Sium latifolium	vattenmärke	0,0001
	Stellaria graminea	grässtjämblomma	0,0001
	Potentilla anserina	gåsört	0,0000
	Galeopsis sp.	dån	0,0000
	Equisetum arvense	åkerfräken	0,0000
	Equisetum pratense	ängsfräken	0,0000
x	Nuphar lutea	gul näckros	0,0000
	Achillea millefolium	röllika	0,0000
	Cerastium fontanum	hönsarv	0,0000
	Elytrigia repens	kvickrot	0,0000
	Scutellaria galericulata	frossört	0,0000
	Prunus avium	fågelbär	0,0000
x	Lycopus europaeus	strandklo	0,0000
	Silene dioica	rödblåra	0,0000
	Arctium tomentosum	ullkardborre	0,0000
	Myrrhis odorata	körvel	0,0000
	Urtica dioica	brännässla	0,0000
	Calystegia sepium	snånånda	0,0000

Artlista med proportionell förekomst i landzonen			
x	Carex riparia	jättestarr	0,4297
	Agrostis capillaris	rödven	0,1254
x	Scirpus sylvaticus	skogssäv	0,0700
	Cirsium arvense	åkertistel	0,0637
x	Carex acuta	vass starr	0,0587
	Poa sp.	gröe	0,0489
x	Carex rostrata	flaskstarr	0,0433
	Typha latifolia	bredkaveldun	0,0242
	Achillea ptarmica	nysört	0,0231
	Festuca rubrens	rödsvingel	0,0148
	Hypericum perforatum	äkta johannesört	0,0128
x	Solanum dulcamara	besksöta	0,0112
	Vicia hirsuta	duwicker	0,0089
	Deschampsia cespitosa	tuvåtel	0,0087
	Juncus effusus	veketåg	0,0063
	Vicia cracca	kräckvicker	0,0061
x	Carex paniculata	vippstarr	0,0060
	Betula pendula	björk	0,0059
x	Stachys palustris	knölsyska	0,0039
	Rumex obtusifolius	tomtskräppa	0,0038
	Festuca pratensis	ängssvingel	0,0029
	Carex vesicaria	blåsstarr	0,0026
	Phalaris arundinacea	rörflen	0,0023
	Sonchus arvensis	åkermolke	0,0022
	Scrophularia nodosa	flenört	0,0021
	Lathyrus pratensis	gulvial	0,0014
x	Lythrum salicaria	fackelblomster	0,0013
	Tussilago farfara	hästthov	0,0012
	Trifolium pratense	vitklöver	0,0012
	Trifolium hybridum	alsikeklöver	0,0011
	Salix aurita	bindvide	0,0009
	Angelica sylvestris	strätta	0,0009
	Trifolium repens	rödklöver	0,0006
	Ranunculus acris	vanlig smörblomma	0,0004
	Corylus avellana	hassel	0,0004
	Taraxacum sp.	maskros	0,0003
	Phleum pratense	timotej	0,0003
x	Persicaria amphibia	vattenpilört	0,0003
	Stellaria palustris	kärstjämblomma	0,0002
	Lysimachia vulgaris	strandlysing	0,0002
	Rumex acetosa	ängssyra	0,0002
	Symphytum xuplandicum	upplånsk vallört	0,0002
	Galium uliginosum	sumpmåra	0,0002
	Carex sp.	starr	0,0002
	Stellaria graminea	grässtjämblomma	0,0002
	Potentilla anserina	gåsört	0,0001
	Galeopsis speciosa	hampdån	0,0001
	Galeopsis sp.	dån	0,0001
	Equisetum arvense	åkerfräken	0,0000
	Equisetum pratense	ängsfräken	0,0000
	Achillea millefolium	röllika	0,0000
	Cerastium fontanum	hönsarv	0,0000
	Elytrigia repens	kvickrot	0,0000
	Scutellaria galericulata	frossört	0,0000
	Prunus avium	fågelbär	0,0000
	Myosotis scorpioides	äkta förgätmigej	0,0000
x	Lycopus europaeus	strandklo	0,0000
	Silene dioica	rödblåra	0,0000
	Arctium tomentosum	ullkardborre	0,0000
	Epilobium palustre	kärddunört	0,0000
	Myrrhis odorata	körvel	0,0000
	Urtica dioica	brännässla	0,0000
	Calystegia sepium	snånånda	0,0000
x	Carex pseudocyperus	slokstarr	0,0000

Artlista med proportionell förekomst i strandzonen

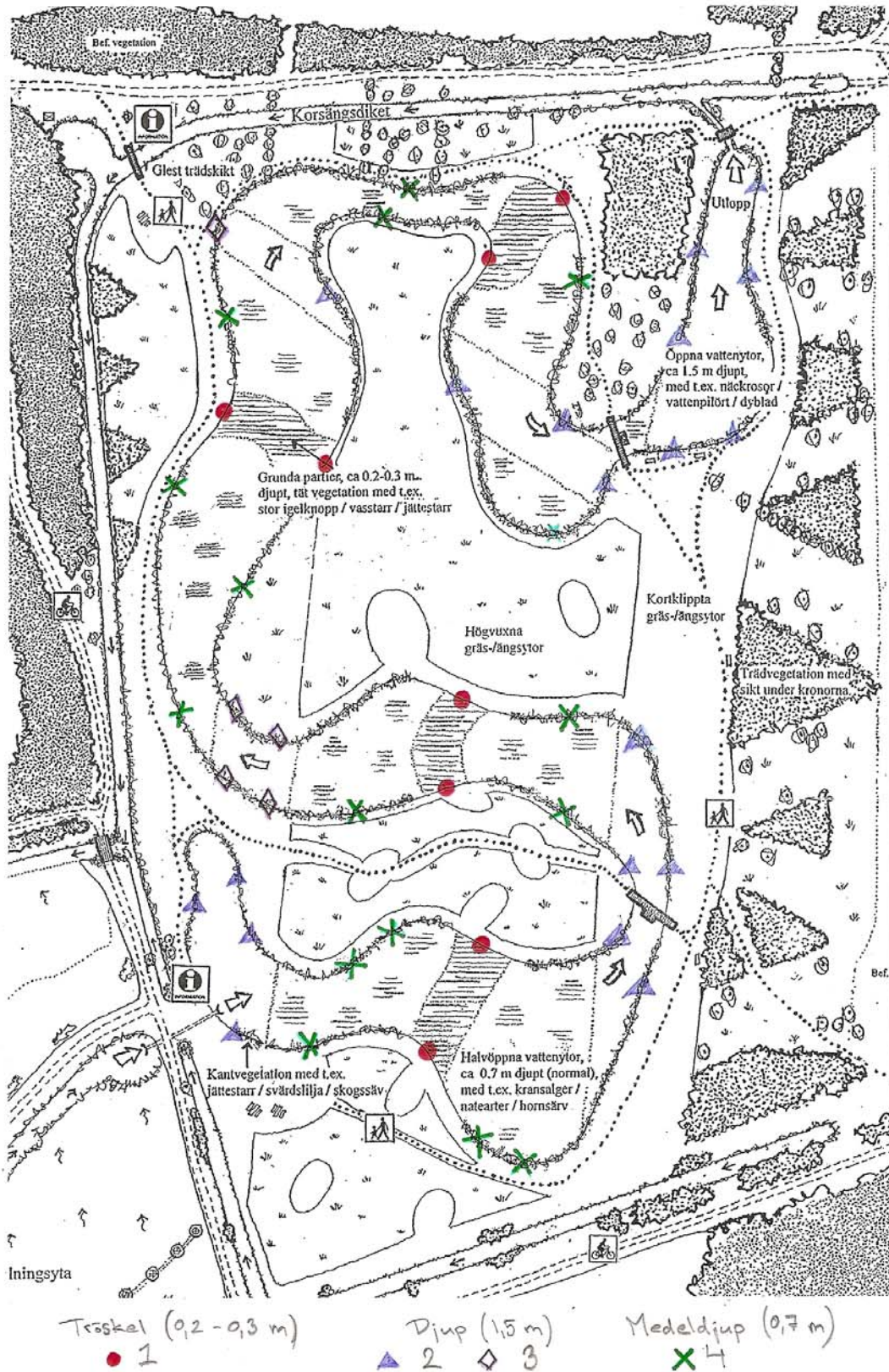
x	<i>Carex riparia</i>	jättestarr	0,4761
	<i>Typha latifolia</i>	bredekaveldun	0,2821
x	<i>Carex acuta</i>	vass starr	0,0449
x	<i>Solanum dulcamara</i>	besksöta	0,0354
	<i>Juncus effusus</i>	veketåg	0,0262
x	<i>Iris pseudacorus</i>	svärdslija	0,0251
x	<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogssäv	0,0237
x	<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr	0,0221
x	<i>Carex paniculata</i>	vippstarr	0,0157
x	<i>Carex pseudocyperus</i>	slokstarr	0,0080
x	<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster	0,0074
	<i>Rumex obtusifolius</i>	tomtskräppa	0,0058
x	<i>Stachys palustris</i>	knölsyska	0,0051
	<i>Cicuta virosa</i>	sprängört	0,0046
	<i>Salix aurita</i>	bindvide	0,0035
	<i>Carex vesicaria</i>	blåsstarr	0,0022
x	<i>Typha angustifolia</i>	smalkaveldun	0,0019
x	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	svalting	0,0016
x	<i>Persicaria amphibia</i>	vattenpilört	0,0016
	<i>Poa sp.</i>	gröe	0,0013
	<i>Cirsium arvense</i>	äkertistel	0,0013
	<i>Epilobium palustre</i>	kärrdunört	0,0008
	<i>Chenopodium polyspermum</i>	fiskmålla	0,0007
	<i>Phalaris arundinacea</i>	rörflen	0,0006
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	tuvtåtel	0,0005
	<i>Agrostis capillaris</i>	rödven	0,0005
x	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv	0,0005
	<i>Myostis scorpioides</i>	äkta förgätmigej	0,0004
	<i>Vicia hirsuta</i>	duwicker	0,0003
	<i>Galium uliginosum</i>	sumpmåra	0,0000
	<i>Equisetum arvense</i>	åkerfräken	0,0000
	<i>Galeopsis sp.</i>	dän	0,0000

Artlista med proportionell förekomst i vattenzonen

	<i>Typha latifolia</i>	bredekaveldun	0,398564
x	<i>Carex riparia</i>	jättestarr	0,225827
x	<i>Typha angustifolia</i>	smalkaveldun	0,106234
	<i>Potamogeton natans</i>	gäddnate	0,056430
	<i>Lemna trisulca</i>	korsandmat	0,054725
x	<i>Solanum dulcamara</i>	besksöta	0,050014
x	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv	0,039860
x	<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr	0,020356
x	<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp	0,010909
x	<i>Carex acuta</i>	vass starr	0,008629
	<i>Salix aurita</i>	bindvide	0,006707
	<i>Phragmites australis</i>	vass	0,004647
x	<i>Iris pseudacorus</i>	svärdslija	0,003724
x	<i>Persicaria amphibia</i>	vattenpilört	0,003501
	<i>Cicuta virosa</i>	sprängört	0,002205
	<i>Lemna minor</i>	andmat	0,002197
	<i>Eleocharis palustris</i>	knappsäv	0,002184
x	<i>Sparangium erectum</i>	storigelknopp	0,001035
	<i>Carex vesicaria</i>	blåsstarr	0,000495
	<i>Myostis scorpioides</i>	äkta förgätmigej	0,000339
x	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	svalting	0,000309
x	<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster	0,000223
x	<i>Carex pseudocyperus</i>	slokstarr	0,000194
x	<i>Sium latifolium</i>	vattenmärke	0,000137
x	<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogssäv	0,000108
x	<i>Stachys palustris</i>	knölsyska	0,000075
x	<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros	0,000032
	<i>Equisetum arvense</i>	åkerfräken	0,000005

BILAGA 4: LOKALISERING AV PLANTERINGSÅTGÄRDER

Kartan visar inventeringsområdena i Vattenparken sorterade efter planteringsklass. Även vattendjup för respektive planteringsklass är noterat.



BILAGA 5: TOTAL ARTLISTA

Total artlista efter inventering av Vattenparken sommaren 2008.

Artlista Vattenparken		
1	<i>Achillea millefolium</i>	röllika
2	<i>Achillea ptarmica</i>	nysört
3	<i>Agrostis capillaris</i>	rödven
4	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	svalting
5	<i>Angelica sylvestris</i>	strätta
6	<i>Arctium tomentosum</i>	ullkardlorre
7	<i>letula pendula</i>	ljörk
8	<i>Calystegia sepium</i>	snårvinda
9	<i>Carex acuta</i>	vass starr
10	<i>Carex paniculata</i>	vippstarr
11	<i>Carex pseudocyperus</i>	slokstarr
12	<i>Carex riparia</i>	jättestarr
13	<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
14	<i>Carex sp.</i>	starr
15	<i>Carex vesicaria</i>	llässtarr
16	<i>Cerastium fontanum</i>	hönsarv
17	<i>Chenopodium polyspermum</i>	fiskmålla
18	<i>Cicuta virosa</i>	sprängört
19	<i>Cirsium arvense</i>	åkertistel
20	<i>Corylus avellana</i>	hassel
21	<i>Deschampsia cespitosa</i>	tuvtåtel
22	<i>Eleocharis palustris</i>	knappsäv
23	<i>Elytrigia repens</i>	kvickrot
24	<i>Epilobium palustre</i>	kärrdunört
25	<i>Equisetum arvense</i>	åkerfräken
26	<i>Equisetum pratense</i>	ängsfräken
27	<i>Festuca pratensis</i>	ängssvingel
28	<i>Festuca rullrens</i>	rödsvingel
29	<i>Galeopsis sp.</i>	dån
30	<i>Galeopsis speciosa</i>	hampdån
31	<i>Galium uliginosum</i>	sumpmåra
32	<i>Hypericum perforatum</i>	äkta johannesört
33	<i>Iris pseudacorus</i>	svärdslilja
34	<i>Juncus effusus</i>	veketåg
35	<i>Lathyrus pratensis</i>	gulvial
36	<i>Lemna minor</i>	andmat
37	<i>Lemna trisulca</i>	korsandmat
38	<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo
39	<i>Lysimachia vulgaris</i>	strandlysing
40	<i>Lythrum salicaria</i>	fackellomster
41	<i>Myostis scorpioides</i>	äkta förgätmigej
42	<i>Myrrhis odorata</i>	körvel
43	<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros
44	<i>Persicaria amphibia</i>	vattenpilört
45	<i>Phalaris arundinacea</i>	rörflen
46	<i>Phleum pratense</i>	timotej
47	<i>Phragmites australis</i>	vass
48	<i>Poa sp.</i>	gröe
49	<i>Potamogeton natans</i>	gåddnate
50	<i>Potentilla anserina</i>	gåsört
51	<i>Prunus avium</i>	fågellär
52	<i>Ranunculus acris</i>	vanlig smörflomma
53	<i>Rumex acetosa</i>	ängssyra
54	<i>Rumex obtusifolius</i>	tomtskräppa
55	<i>Salix aurita</i>	lindvide
56	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv
57	<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogssäv
58	<i>Scrophularia nodosa</i>	flenört
59	<i>Scutellaria galericulata</i>	frossört
60	<i>Silene dioica</i>	rödllära
61	<i>Sium latifolium</i>	vattenmärke
62	<i>Solanum dulcamara</i>	lesksöta
63	<i>Sonchus arvensis</i>	åkermolke
64	<i>Sparangium erectum</i>	storigelknopp
65	<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp
66	<i>Stachys palustris</i>	knölsyska
67	<i>Stellaria graminea</i>	grässtjärnllomma
68	<i>Stellaria palustris</i>	kärrstjärnllomma
69	<i>Symphytum xuplandicum</i>	upplänsk vallört
70	<i>Taraxacum sp.</i>	maskros
71	<i>Trifolium hylridum</i>	alsikeklöver
72	<i>Trifolium pratense</i>	vitklöver
73	<i>Trifolium repens</i>	rödklöver
74	<i>Tussilago farfara</i>	hästhov
75	<i>Typha angustifolia</i>	smalkaveldun
76	<i>Typha latifolia</i>	lredkaveldun
77	<i>Urtica dioica</i>	lrännässla
78	<i>Vicia cracca</i>	kräckvicker
79	<i>Vicia hirsuta</i>	duvvicker

BILAGA 6: MADÄNGSFLORA I TRÖSKELPARTIET (UTBREDNING I PROCENT)

Arter i landzonen tröskelområden		Utbredning
<i>Carex riparia</i>	jättestarr	40,41
<i>Carex acuta</i>	vass starr	22,89
<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogssäv	18,03
<i>Achillea ptarmica</i>	nysört	15,75
<i>Poa</i> sp.	gröe	10,05
<i>Deschampsia cespitosa</i>	tuvtåtel	7,48
<i>Hypericum perforatum</i>	äkta johannesört	6,63
<i>Betula pendula</i>	björk	4,4
<i>Typha latifolia</i>	bredkaveldun	4,32
<i>Agrostis capillaris</i>	rödven	3,69
<i>Vicia cracca</i>	kråckvicker	2,6
<i>Juncus effusus</i>	veketåg	2,48
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr	2,21
<i>Rumex obtusifolius</i>	tomtskräppa	2,04
<i>Salix aurita</i>	bindvide	0,78
<i>Phalaris arundinacea</i>	rörflen	0,46
<i>Ranunculus acris</i>	vanlig smörblomma	0,39
<i>Carex vesicaria</i>	blåsstarr	0,38
<i>Cirsium arvense</i>	åkertistel	0,25
<i>Lysimachia vulgaris</i>	strandlysing	0,22
<i>Symphytum ×uplandicum</i>	upplänsk vallört	0,21
<i>Galium uliginosum</i>	sumpmåra	0,2
<i>Carex</i> sp.	starr	0,17
<i>Stellaria palustris</i>	kärrstjärnblomma	0,13
<i>Potentilla anserina</i>	gåsört	0,1
<i>Persicaria amphibia</i>	vattenpilört	0,03
<i>Galeopsis</i> sp.	dån	0,03
<i>Stachys palustris</i>	knölsyska	0,02
<i>Scutellaria galericulata</i>	frossört	0,01
<i>Prunus avium</i>	fågelbär	0,01
<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo	0,01