

Kandidatuppgifts
TVVR 23/4001

Effekter av bevattningsdamm på Gårdstånga Nygård

Ellenor Hansson



Avdelningen för Teknisk vattenresurslära
Institutionen för Bygg- och miljöteknologi
Lunds Tekniska Högskola

Effekter av bevattningsdamm på Gårdstånga Nygård

Av:
Ellenor Hansson

Kandidatuppsats

Avdelningen för Teknisk vattenresurslära
Institutionen för Bygg- och miljöteknologi
Lunds Tekniska Högskola
Box 118
221 00 Lund, Sweden

Water Resources Engineering
TVVR-23/4001
ISSN 1101-9824

Lund 2023
www.tvrl.lth.se

Kandidatuppsats
Avdelningen för Teknisk vattenresurslära
Institutionen för Bygg- och miljöteknologi
Lunds Tekniska Högskola

Svensk titel:	Effekter av bevattningsdamm på Gårdstånga Nygård
Engelsk titel:	Effects of Irrigation Pond at Gårdstånga Nygård
Författare:	Ellenor Hansson
Handledare:	Magnus Persson
Examinator:	Linus Zhang
Språk	Svenska
År	2023
Nyckelord:	Bevattningsdamm, Vattenbalans, Vattentillgång, Vattenkvalitet, Rödabäck.

Förord

Jag skulle vilja framföra ett tack till de personer som har hjälp och stöttat mig under genomförandet av mitt kandidatarbete inom Teknisk vattenresurslära vid Lunds Tekniska Högskola. Först vill jag tacka min handledare Magnus Persson vid Avdelningen för Teknisk vattenresurslära för vägledning och sällskap vid datainsamling i fält. Stort tack till Gustaf Ramel vars bevattningsdamm jag har fått undersöka och tack för hjälp med information om verksamheten på gården samt kontakt med Cordulus. Tack till Christian Hansson, medarbetare på Gårdstunga Nygård, som gav mig uppgifter om bevattningsuttag. Jag vill rikta ett tack till Tette Alström på Ekologigruppen som upplyste mig om inmätning av störtbrunnen. Tack till Sanne Slot Jespersen på Cordulus som försedde mig med väderdata från väderstationen. Tack till Assad Mohammad Tahir som hjälpte mig med analys av vattenprover. Tack till Dimaghi Schwamback som bistod vid datainsamling i fält. Jag vill även tacka Linus Zhang som försedde mig med tidigare mätdata och följde med ut i fält. Slutligen vill jag tacka mina föräldrar, Richard Hansson som följde med på fältbesök och Åsa Hansson för stöd under uppsatsskrivandet

Abstract

In the agriculture industry in the south of Sweden decreased water availability and longer growing season is expected due to climate change. By storing water resources during fall and winter, when natural water supply is high, the increased irrigation demand can be met. Stored water can be used to irrigate crops during spring and summer, ensuring food production. Longer growing season is likely to increase use of fertilizers in agriculture, necessitating nutrient retention in the landscape to achieve Swedish environmental ambitions. At Gårdstånga Nygård, a farm outside of Lund in the south of Sweden, an irrigation pond has recently been constructed to meet irrigation needs and reduce nutrient leakage. This thesis examines whether the purposes of the pond are achieved by analysis of water samples from the pond and the nearby watercourse Rödabäck. The irrigation supply in the pond is investigated by establishing a water balance. The findings of this study suggests that overall water quality in the pond is acceptable. If an unchanged water level in the pond is desired, the irrigation supply is determined by the accumulated change in storage over a specific period. Over the course of one year in the measuring series, the irrigation supply totaled 20 300 m³.

Sammanfattning

Till följd av klimatförändringar förväntas längre växtperiod och mindre vattentillgång i jordbruket i södra Sverige. För att möta ett ökat bevattningsbehov är det av vikt att magasinera vatten under höst och vinter, då den naturliga vattentillgången är stor. Det magasinerade vattnet kan då användas för att förse grödor med vatten under vår och sommar och säkra livsmedelsproduktionen. Längre växtperiod lär öka användningen av växtnäring i jordbruket varvid upptag av näring i landskapet erfordras för att uppnå miljökvalitetsmål som ”Ingen övergödning”. På Gårdstånga Nygård i Skåne har en bevattningsdamm nyligen anlagts för att tillgodose bevattningsbehov och minska näringsläckaget. I denna kandidatuppsats undersöks om avsikterna med dammen uppnås genom analys av vattenprover från dammen och det närbelägna vattendraget Rödebäck. Bevattningstillgången i dammen undersöks genom uppställandet av en vattenbalans. Resultatet av denna studie indikerar att vattenkvaliteten i dammen acceptabel. Om oförändrad vattennivå i dammen önskas utgörs bevattningstillgången av skillnaden i magasinerad volym över en specifik tidsperiod. Under ett år i mätserien uppgick bevattningstillgången till 20 300 m³.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	1
1.1	Problemformulering	1
1.2	Avgränsningar	2
2	Bakgrund	3
2.1	Gårdstånga Nygård.....	3
2.2	Växtnäringsläckage och övergödning	6
2.3	Klimat.....	7
2.3	Vatten i den naturliga miljön.....	8
2.4	Bevattning	9
2.5	Våtmark och damm	10
2.6	Vattenkvalitet	11
2.6.1	Suspenderat material och turbiditet.....	11
2.6.2	Lösta salter och elektrisk konduktivitet	12
2.6.3	Löst syre	13
2.6.4	Kväve och fosfor	14
2.6.5	pH.....	15
2.7	Vattentillgång.....	16
2.7.1	Flöde.....	16
2.7.2	Penmans modell	17
2.7.3	Vattenbalans	19
3	Metod	21
3.1	Vattenkvalitet	21
3.2	Vattentillgång	22
3.2.1	Flöde.....	23
3.2.2	Penmans modell	24
3.2.3	Vattenbalans	25
4	Resultat.....	27
4.1	Vattenkvalitet	27

4.2 Vattentillgång	36
4.2.1 Flöde	36
4.2.2 Penman	38
4.2.3 Vattenbalans	38
5 Diskussion	41
5.1 Vattenkvalitet	41
5.1.1 Suspenderat material och turbiditet	41
5.1.2 Lösta salter och elektrisk konduktivitet	42
5.1.3 Löst syre	43
5.1.4 Kväve och fosfor	44
5.1.5 pH	46
5.1.6 Felkällor	47
5.2 Vattentillgång	48
5.2.1 Flöde	48
5.2.2 Penman	49
5.2.3 Vattenbalans	49
5.2.4 Felkällor	52
7 Slutsats	53
8 Litteraturlista	55
Appendix 1	61
Appendix 2	62
Appendix 3	67
Appendix 4	68

Tabellförteckning

TABELL 1. VATTENSAMLINGENS PRODUKTIONSNIVÅ BEROENDE PÅ KONCENTRATION AV TOTALKVÄVE OCH TOTALFOSFOR.	14
TABELL 2. K-VÄRDE FÖR BERÄKNING AV FLÖDE I VATTENDRAG (PERSSON, M.FL., 2014).	16
TABELL 3. MÄTDATA FÖR SUSPENDERAT MATERIAL (MG/L).	28
TABELL 4. MÄTDATA FÖR TURBIDITET (NTU).	29
TABELL 5. MÄTDATA FÖR TOTAL MÄNGD LÖSTA SALTER (MG/L).	30
TABELL 6. MÄTDATA FÖR ELEKTRISK KONDUKTIVITET (μS).	31
TABELL 7. MÄTDATA FÖR LÖST SYRE (MG/L).	32
TABELL 8. MÄTDATA FÖR LÖST SYRE (%).	33
TABELL 9. MÄTDATA FÖR TOTALKVÄVE (MG/L).	34
TABELL 10. MÄTDATA FÖR TOTALFOSFOR (MG/L).	35
TABELL 11. RESULTAT AV MASSBERÄKNING FÖR TOTALKVÄVE OCH TOTALFOSFOR SOM 1) FLÖDAT IN I DAMMEN ENLIGT VATTENBALANSBERÄKNINGEN, 2) FLÖDAT UT FRÅN DAMMEN ENLIGT VATTENBALANSBERÄKNINGEN, 3) TAGITS UT I SAMBAND MED BEVATTNING OCH 4) SOM TRANSPORTERATS I RÖDABÄCK MELLAN 2021-06-24 OCH 2022.11.30. I APPENDIX 2, TABELL 21-25, REDOVISAS DETALJERADE BERÄKNINGAR.	35
TABELL 12. MÄTDATA FÖR PH (-).	36
TABELL 13. RESULTAT AV FLÖDESMÄTNINGAR VID MÄTPUNKTEN "UPPSTRÖMS". ASTERISK (*) INDIKERAR ATT ENDA EN TIDMÄTNING GENOMFÖRDES.	37
TABELL 14. RESULTAT AV FLÖDESMÄTNINGAR VID BRON 300 M SÖDERUT I FIGUR 7. ASTERISK (*) INDIKERAR ATT ENDA EN TIDMÄTNING GENOMFÖRDES.	37
TABELL 15. RESULTAT AV FLÖDESMÄTNINGAR VID MÄTPUNKTEN "UTLOPP". 2023.05.09 KUNDE MÄTNINGAR INTE GENOMFÖRAS DÅ DÄR INTE VAR NÅGOT UTFLODE FRÅN DAMMEN.	37
TABELL 16. BERÄKNING AV DEN BRUNNSPECIFIKA KONSTANTEN, μ	37
TABELL 17. MÅNADSMEDELVÄRDEN FÖR AVDUNSTNING FRÅN BEVATTNINGSDAMMEN ENLIGT PENMANS MODELL MELLAN JUNI 2021 OCH APRIL 2023. ASTERISK (*) INDIKERAR ATT MÅNADSVÄRDE FÖR ETT ÅR PRESENTERAS, FÖR RESTERANDE MÅNADER UTGÖRS MÅNADSMEDELVÄRDET AV MÄTNINGAR UNDER 2 ÅR.	38
TABELL 18. MÅNADSVÄRDEN FÖR UTFLODE, MAGASINERAD VOLYM, NEDERBÖRD, AVDUNSTNING OCH INFLÖDE. ENKEL ASTERISK (*) INNEBÄR MÄTDATA FÖR 24-30 JUNI 2021. DUBBEL ASTERISK (**) INNEBÄR MÄTDATA FÖR 1-23 JUNI 2022. TRIPPEL ASTERISK (***) INNEBÄR MÄTDATA FÖR 28-31 JULI 2022.	39
TABELL 19. VÄRDEN FÖR VIKTNINGSFAKTOR $\Delta\gamma$ (-) (SHAW, 1994. VÄRDEN UNDER 0 °C ÖVER 22 °C HAR EXTRAPOLERATS.	61
TABELL 20. SOLSTRÅLNING, $R\alpha$, FÖR LATITUD 55,8°, ÖVER ÅRET (SHAW, 1994).	61
TABELL 21. MASSBERÄKNING AV TOTALKVÄVE OCH TOTALFOSFOR I INFLÖDET TILL BEVATTNINGSDAMMEN UTIFRÅN VATTENBALANSEN RANSPORTERAD.	65
TABELL 22. MASSBERÄKNING AV TOTALKVÄVE OCH TOTALFOSFOR I UTFLODE TILL BEVATTNINGSDAMMEN ENLIGT VATTENBALANSEN.	66
TABELL 23. MASSBERÄKNING FÖR TOTALKVÄVE OCH TOTALFOSFOR FÖR BEVATTNINGSGUTTAG MELLAN 2022.06.23 OCH 2022.07.28.	64
TABELL 24. MASSBERÄKNING FÖR TRANSPORTERAD TOTALKVÄVE I RÖDABÄCK MELLAN 2021.06.24 OCH 2022.11.30.	65

TABELL 25. MASSBERÄKNING FÖR TRANSPORTERAD TOTALFOSFOR I RÖDABÄCK MELLAN 2021-06.24 OCH 2022.11.30.....	66
TABELL 26. INMÄTNING AV STRÖTBRUNNEN OCH VATTENNIVÅ UTFÖRT AV EKOLOGIGRUPPEN.	66
TABELL 27. GPS-DATA VID INMÄTNING AV STÖRTBRUNNEN OCH VATTENNIVÅN 2023.05.09. "BR" BETECKNAR OLIKA PUNKTER PÅ STÖRTBRUNNEN.	67
TABELL 28. MÄTDATA FRÅN 2020.02.02 FRÅN INNAN BEVATTNINGSDAMMEN ANLADES (LENNKLEV, 2020).....	69
TABELL 29. MÄTDATA FRÅN 2020.03.06 FRÅN INNAN BEVATTNINGSDAMMEN ANLADES (LENNKLEV, 2020).....	69
TABELL 30. MÄTDATA FRÅN 2020.03.07 FRÅN INNAN BEVATTNINGSDAMMEN ANLADES (LENNKLEV, 2020).....	70
TABELL 32. MÄTDATA FRÅN 2020.05.16 FRÅN INNAN BEVATTNINGSDAMMEN ANLADES (LENNKLEV, 2020).....	71

Figurförteckning

FIGUR 1. KARTA SOM VISAR GÅRDSTÅNGA NYGÅRDS PLACERING MARKERAT MED EN RÖD PUNKT (GOOGLE MAPS, 2023).	4
FIGUR 2A & 2B. BILD PÅ STÖRTBRUNNEN I DAMMEN PÅ GÅRDSTÅNGA NYGÅRD (TILL VÄNSTER) SAMT BETONGRÖRET VID VILKET UTLOPPET FRÅN DAMMEN TILL BÄCKEN SKER (TILL HÖGER).	5
FIGUR 3. BILD PÅ DAMMEN PÅ GÅRDSTÅNGA NYGÅRD OVANIFRÅN MED RÖDABÄCK MARKERAT I RÖTT (GOOGLE MAPS, 2023).	5
FIGUR 4. DELAVRINNINGOMRÅDET I VILKET RÖDABÄCK INGÅR, SUBID 159 (VATTENWEBBEN, U.D.).	6
FIGUR 5. CIRKELSEGMENTET ÄR MARKERAD I GRÅTT (FORMELSAMLINGEN, U.D.).	17
FIGUR 6. MÄTPUNKTER VID VILKA VATTENPROVER HAR HÄMTATS OCH MÄTNINGAR UTFÖRTS (GOOGLE MAPS, 2023).	21
FIGUR 7. DET UPPSKATTADE AVRINNINGSSOMRÅDET TILL RÖDABÄCK HAR RINGATS IN MED RÖTT, (VATTENWEBBEN, U.D.).	23
FIGUR 8. FÖRDELNING AV MÄTDATA FÖR KONCENTRATION SUSPENDERAT MATERIAL. AV STAPLARNAS FRAMGÅR HUR MÅNGA GÅNGER MÄTDATA I RESPEKTIVE INTERVALL HAR UPPMÄTS.	28
FIGUR 9. FÖRDELNING AV MÄTDATA FÖR TURBIDITET. AV STAPLARNAS FRAMGÅR HUR MÅNGA GÅNGER MÄTDATA I RESPEKTIVE INTERVALL HAR UPPMÄTS.	29
FIGUR 10. FÖRDELNING AV MÄTDATA FÖR TOTAL MÄNGD LÖSTA SALTER. AV STAPLARNAS FRAMGÅR HUR MÅNGA GÅNGER MÄTDATA I RESPEKTIVE INTERVALL HAR UPPMÄTS.	30
FIGUR 11. DIAGRAM SOM VISAR VATTENNIVÅN HÖJD ÖVER STÖRTBRUNNENS ÖVERSTA KANT.	40
FIGUR 12. PLACERING AV DE FYRA MÄTPUNKTERNA FÖR INSAMLING AV VATTENPROVER INNAN BEVATTNINGSDAMMENS ANLÄGGNING (LENNKLEV, 2020).	68

1 Introduktion

Torka, översvämningar och värmeböljor är risker som jordbruket utsätts för i samband med ett förändrat klimat (Klimatanpassning, 2021). Under tidigare klimatförutsättningar har det lagts resurser på att avleda vatten från åkermarker. I framtida klimat kan det istället finnas behov av att hålla kvar vattentillgångar i landskapet till följd av ökat bevattningsbehov och samtidigt skydda odlingar från översvämningar. För att säkra svensk livsmedelsproduktion måste jordbruket anpassas till de nya förutsättningarna. Lyckas detta finns det potential till ökad avkastning.

”Ingen övergödning”, så lyder ett av Sveriges 16 miljökvalitetsmål (Sveriges miljömål, u.d.). Miljöarbetet i Sverige strävar efter en omvärld som målen skildrar. ”Ingen övergödning” innebär att de negativa konsekvenser för ekosystemen som förhöjda utsläpp av kväve och fosfor orsakar ska övervinnas. Åtgärder för att minska övergödningen ger effekt först långt efter vidtagande varför det är viktigt att miljöarbetet fortsätter trots att framsteg ännu inte observerats.

På Gårdstånga Nygård i Skåne har en bevattningsdamm nyligen anlagts för att tillgodose bevattningsbehov och minska näringsläckage. För att dammen ska kunna fylla dessa syften krävs det att vattnet är av god kvalitet så bevattning möjliggörs (Mattsson, m.fl., 2018) samt att organismer i dammen kan verka (Boyd, 2020) och utföra ekosystemtjänster (Naturvårdsverket, u.d. a). Tillgång till bevattningsvatten i dammen samt vattnets beskaffenhet i dammen och det angränsande vattendraget Rödabäck har undersökts i arbetet.

1.1 Problemformulering

EcoDiver är ett forskningsprojekt som drivs av Lunds Tekniska Högskola (LTH) och Kungliga Tekniska Högskolan via finanser från Naturvårdsverket (EcoDiver, u.d.). Projektet syftar till att mildra effekterna av klimatförändringar genom våtmarkens ekosystemtjänster. Ökad hydrodiversitet kan öka motståndskraften i vattenmiljöer. Denna kandidatuppsats utgör en del av EcoDiver-projektet.

WaterAgri är ett EU-finansierat forskningsprojekt som delvis drivs av Avdelningen för Teknisk vattenresurslära vid LTH (WaterAgri, u.d.). Analys av vattenprover för studien har bekostats av WaterAgri.

Bevattningsdammens ändamål är att hålla kvar vatten i landskapet för bevattningsbehov samt att återvinna näring. Effekt på vattenkvalitén i det närbelägna

vattendraget Rödabäck samt möjlighet till uttag av bevattningsvatten för jordbruket som bedrivs i området väntas av dammbygget. Målsättningen med detta arbete är att undersöka dessa effekter. Förmågan att hålla kvar vatten undersöks genom att ställa upp en vattenbalans. Förändring av vattenkvaliteten efter anläggning av bevattningsdammen undersöks genom att jämföra resultatet från ett antal vattenkvalitetsparametrar från innan dammbygget med efter.

Syftet med detta arbete är att besvara de två frågeställningarna

- Vad är den tillgängliga bevattningsvolymen i bevattningsdammen?
- Har vattenkvaliteten i Rödabäck förbättrats efter att bevattningsdammen anlades?

1.2 Avgränsningar

Med anledning av att botten av dammen uppges utgöras av lera görs antagandet att det i dammen inte sker något utbyte med grundvattnet.

För att undersöka vattenkvaliteten i Rödabäck samt bevattningsdammen har följande parametrar tagits i beaktning: suspenderat material, turbiditet, elektrisk konduktivitet, lösta salter, upplöst syre, totalkväve, totalfosfor och pH-värde.

2 Bakgrund

2.1 Gårdstånga Nygård

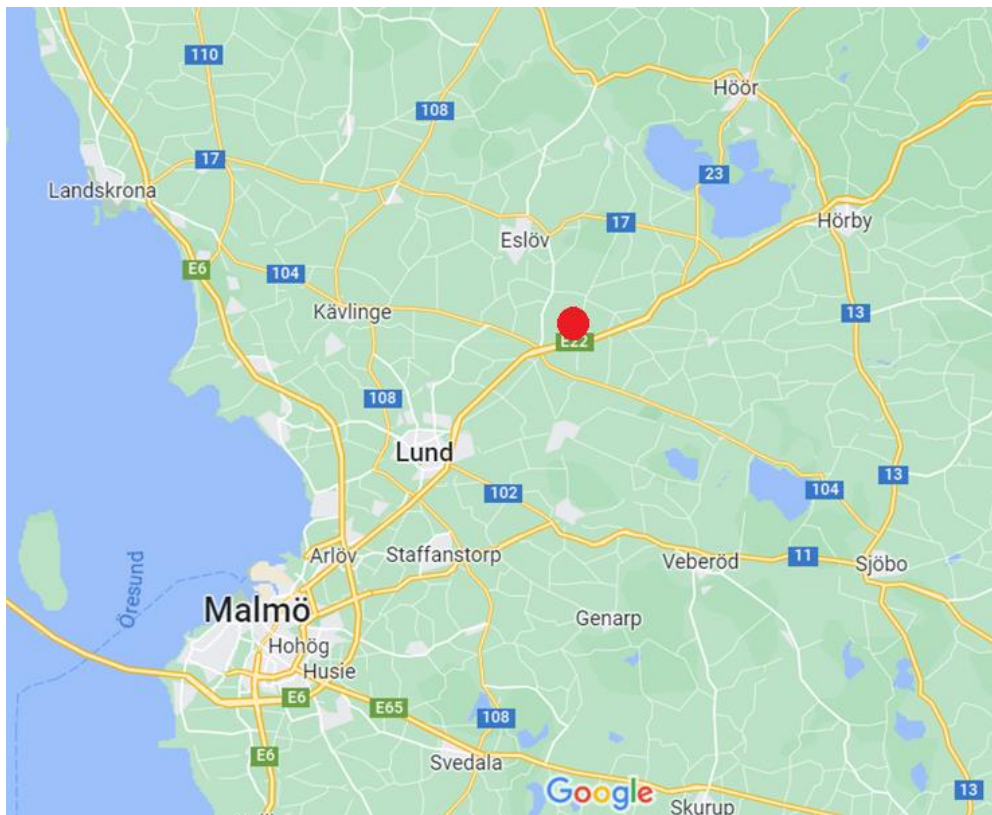
Gårdstånga Nygård är en gård ungefär 10 km nordöst om Lund, Skåne, se figur 1¹. På gården som utgörs av 980 ha åkermark bedrivs konventionellt jordbruk. De grödor som odlas på gården är: höstsått vete, höstsådd raps, vårsådd havre och sockerbetor som sätts på våren. Uttag av grundvatten för bevattning tillåts inte. I syfte att fungera som magasin för bevattning har en damm nyligen anlagts på gården. Ytterligare funktioner med dammen är att den tar upp näringsämnen och främjar den biologiska mångfalden (Ekologigruppen, 2019). I projektbeskrivningen framgår att dammen ska vara ungefär 3 ha stor, med en maximal bevattningsvolym på ungefär 60 000 m³ (Ekologigruppen, 2020). Då dammen är full har den ett vattendjup mellan 1,5 och 2,5 m. Några djuphålor finns som vid lågt vattenstånd har ett vattendjup på 0,5 m.

Botten av dammen utgörs av lera och därför är det rimligt att anta att inget vatten infiltrerar genom botten². Inloppet till dammen sker från en intilliggande å som kallas Rödabäck samt via mindre dräneringsrör från närbelägna åkermarker. Intag från bäcken sker när vattennivån i dammen överstiger ungefär +51,65 m (Ekologigruppen, 2020). Vid högflöde i bäcken går 10 % av vattenflödet till dammen, resterande vattenmassor kvarstår i bäcken. I dammen finns också ett utlopp, en störtbrunn, med diametern 1,0 m, se figur 2a. Då vatten överstiger den översta kanten på brunnen rinner vatten ut nedströms i ån, se figur 2b (Ekologigruppen, 2020). Rödabäck mynnar ut i Kävlingeån som vidare löper ut i havet utanför Lomma.

Insamling av vattenprov i dammen och intilliggande Rödabäck har utförts i samband med ett kandidatarbete våren 2020 samt inom EcoDiver-projektet kontinuerligt sedan juni 2021. I juni 2021 installerades även en loggare i dammen som bland annat mäter vattennivå. Loggaren havererade i juni 2022 och behövdes bytas ut. Av denna anledning saknas det vattennivådata från 24 juni 2022 till 27 juli 2022.

¹ Gustaf Ramel, markägare. Föredrag vid Avdelningen för Teknisk vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, den 8 februari 2023.

² Gustaf Ramel, markägare. Föredrag vid Avdelningen för Teknisk vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, den 8 februari 2023.



Figur 1. Karta som visar Gärdstånga Nygårds placering markerat med en röd punkt (Google maps, 2023).



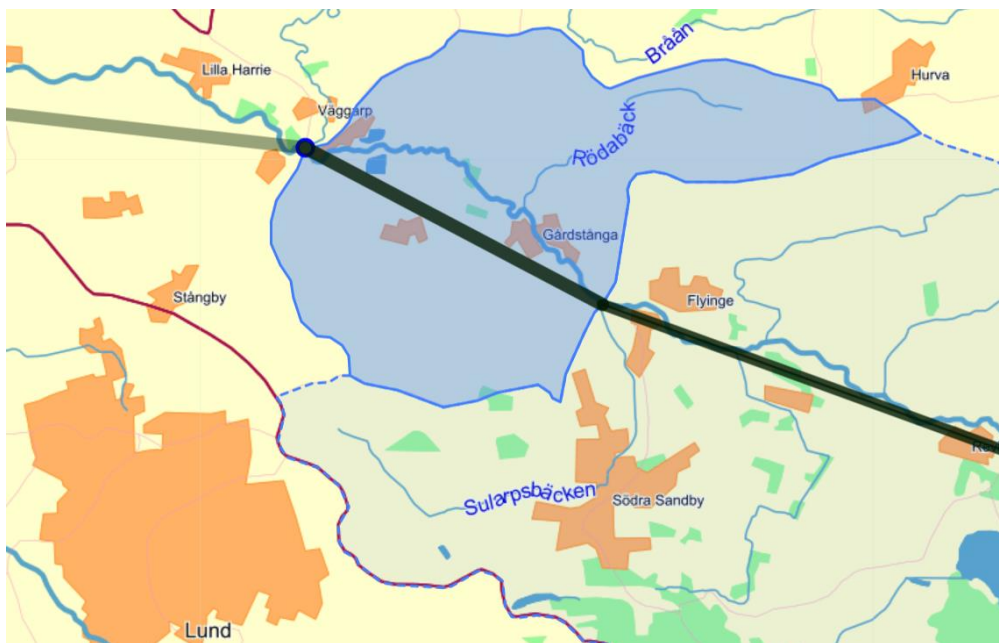
Figur 2a & 2b. Bild på störtbrunnen i dammen på Gårdstånga Nygård (till vänster) samt betongröret vid vilket utloppet från dammen till bäcken sker (till höger).



Figur 3. Bild på dammen på Gårdstånga Nygård ovanifrån med Rödabäck markerat i rött (Google Maps, 2023).

Med hjälp av Lantmäteriets kartverktyg har dammens storlek bestämts till 3,29 ha (Lantmäteriet, u.d.). I figur 3 är Rödabäck markerat med rött. Där bäcken svänger kraftigt löper ett annat vattendrag ut i och förenas med Rödabäck.

Rödabäck ingår i delavrinningsområdet som är markerat i figur 4 (Vattenwebben, u.d.). Områdets yta uppgår till 54,104 km². All nederbörd som faller inom området flödar via huvudavrinningsområdet Kävlingeån till havet.



Figur 4. Delavrinningsområdet i vilket Rödabäck ingår, SUBID 159 (Vattenwebben, u.d.).

2.2 Växtnäringsläckage och övergödning

Växtnäringsläckage är en naturlig process som innebär att lösligt kväve (N) och fosfor (P) från jorden följer med regn- och smältvatten (Jordbruksverket, 2022). Vattnet med de lösta ämnena rinner till vattendrag, sjöar och hav samt bildar grundvatten. Processen då miljöer blir mer näringsrika kallas eutrofiering och kan ha såväl naturliga som människopåverkade orsaker (Nationalencyklopedin, u.d. a). Vid framskriden eutrofiering, också kallad övergödning, har näringsämnen ansamlats i vattnet och överdriven förökning av fytoplankton leder till algblomning (Schroeder, 2001).

Fytoplankton, exempelvis växtplankton och bakterier, är små vattenlevande organismer som fotosynteserar, det vill säga de tar tillvara på solenergi och omvandlar koldioxid till syre (Schroeder, 2001). Dessa organismer utgör grunden i de flesta akvatiska ekosystem. Organismerna kräver N och P för tillväxt. Under dygnets ljusa timmar producerar dessa organismer syre av koldioxid och

pH-värdet i vattnet ökar till följd av mindre löst koldioxid. Under dygnets mörka timmar konsumeras syre och koncentrationen löst koldioxid i vattnet ökar varvid pH-värdet ökar. Denna dygnsvariation av pH och syre är endast ett fåtal organismer anpassade för och den biologiska mångfalden kan komma att påverkas negativt.

När fytoplanktonen dör sjunker biomassan till botten där det finns nedbrytande organismer som vid nedbrytning konsumerar syre (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Om biomassan som ska brytas ned är stor kan nedbrytningen resultera i fosfortillskott samt lokal syrebrist på botten som påverkar bottenlevande organismer negativt (Nationalencyklopedin, u.d. a). Syrebrist kan också ytterligare stimulera övergödningen genom att sedimenterat P blir vattenlösligt och då gynnar fytoplanktonens tillväxt (Sveriges vattenmiljö, u.d. a).

Tillståndet i södra delen av Östersjön påverkas av övergödning som till största del orsakas av jordbruk (Jordbruksverket, 2022). Konsekvenserna av ökade näringsutsläpp tilltar till följd av mänskliga aktiviteter, så som: jordbruk, skogsbruk, avlopp, industrier samt väg- och sjötrafik (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). I jordbruket tillsätts konstgjort mineralgödsel med N och P till marken för att öka avkastningen (Jordbruksverket, 2022). En del av näringen tas upp av grödorna på åkermarken och en del utgör ett ökat näringsläckage. När jorden brukas via plogning, sådd och harvning lösgörs ytterligare N och P. 40 % av N-utsläpp och 45 % av P-utsläpp orsakade av mänsklig aktivitet kom från jordbruket år 2017.

2.3 Klimat

Klimatförändringar är en effekt av människans utsläpp av växthusgaser (Kjellström m.fl., 2014). Jämfört med den internationella referensperioden (1961–1990) är dagens klimat i Sverige varmare, främst under vår och vinter. Under vinter, vår och särskilt sommar har nederbörden ökat.

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) har tillsammans med Naturvårdsverket och Energimyndigheten studerat scenarion för att undersöka vad som lär hända med klimatet i Sverige i framtiden (Kjellström m.fl., 2014). Resultatet gav att medeltemperaturen väntas öka under alla årstider med fler värmeböljor och längre växtperiod som följd. Växtperioden definieras som den tidrymd under vilken dygnsmedeltemperaturen överstiger 5 °C. Störst förändring i växtperioden förväntas i södra Sverige.

Totalt sett förväntas mer nederbörd i Sverige i framtiden (Kjellström, m.fl., 2014). I södra Sverige kan nederbörden eventuellt minska under sommarmå-

naderna men det förhindrar inte intensiva regn och skyfall som lär inträffa oftare. Perioder utan nederbörd, torrperioder, förväntas inte förändras. Däremot kan torka bli ett vanligare fenomen då temperaturen och därmed avdunstningen ökar. I södra Sverige förväntas minskad vattentillgång till följd av ökad växtperiod och temperatur. Detta kan också orsaka torka. Försumbar förändring i vind väntas enligt scenariostudierna.

För jordbruket innebär det förändrade klimatet potentiellt högre avkastning samtidigt som skadegörare och ogräs kan bli ett större problem (Kjellström m.fl., 2014). Ändrade nederbördsmönster kan innebära att dränering behöver utformas annorlunda och ett ökat behov av bevattning. Även i övriga delar av världen ändras klimatet och om detta innebär minskad livsmedelsproduktion internationellt kommer behovet av den svenska produktionen öka.

2.3 Vatten i den naturliga miljön

Vatten i den naturliga miljön ingår i den hydrologiska cykeln som drivs av solen (Nationalencyklopedin, u.d. b). Regn som faller över land kan infiltrera genom marken och bilda grundvatten. Växter tar upp vatten från marken för fotosyntes och sedan avgår vatten vid transpiration till atmosfären som vattenånga. Avdunstning via transpiration ökar då det är varmt, torrt och blåsigt (Weidow, 2018). Ytavrinning, då vatten rinner på markytan, uppstår till följd av vattenmättad mark i vilken vatten inte kan infiltrera (Nationalencyklopedin, u.d. b). Ytavrinningen samlas i vattendrag eller sjöar från vilka vattnet perkolerar och bildar grundvatten. Om grundvattenytan är hög kan infiltrerat vatten strömma ut i vattendrag och sjöar. Alla vattenmassor, i vattendrag, sjöar och grundvatten, mynnar slutligen ut i havet. Från havet, eller tidigare under vattnets färd, avdunstar vatten, stiger i atmosfären, kondenserar och faller sedan åter som nederbörd. Avdunstning och växters transpiration kallas gemensamt för evapotranspiration (Schroeder, 2001).

Vatten i sjöar och vattendrag benämns gemensamt som ytvatten (Kreuger, 1986). Vatten tillförs ytvatten på olika sätt: nederbörd direkt i vattensamlingen, ytavrinning vid intensiva regn eller snösmältning, genom grundvattenkällor samt dränerings- eller avloppsledningar. Vattenkvaliteten i ytvatten kan skifta lokalt, regionalt och med säsong varför det är av vikt att regelbundet undersöka vattnet för att få förståelse för dess beskaffenhet.

Under hösten minskar avdunstningen av vatten och växtperioden slutar (SMHI, 2021a). Stor nederbörd fyller på grundvattenmagasin och ökar vattentillgången i Sydsverige. Inflöde från grundvatten till vattendrag kan förekomma under höst och vinter. När växtperioden börjar på våren tar växterna upp fukt från försommarregnet. Under sommaren har växterna stort behov av vatten varvid

vattentillgången och grundvattennivån minskar. Marken torkar ut och avdunstningen är stor. Över ett år bör förändringen i magasinerat vatten vara försumbar samtidigt som volymen för övriga parametrar i vattenbalansen påminner om de från tidigare år (mer om vattenbalans i avsnitt 2.7.1 Vattenbalans).

Årsmedelavdunstningen i Lund har under perioden 1961-1978 beräknats enligt Penman till totalt 616 mm över en vegetationsklädd yta med albedo 0,12 (Eriksson, 1981).

2.4 Bevattning

Bevattning kan ge grödor av högre kvalitet (Malm & Berglund, 2007) och jämnare avkastning (Malm & Berglund, 2007; Mattsson, m.fl., 2018). Minskning av växtnäringsläckaget från åkermarker sker då bevattningen utförs på rätt sätt (Malm & Berglund, 2007).

Det är fördelaktigt att bevattna grödor under rottillväxten för att få kraftigare och mer djupgående rötter (Malm & Berglund, 2007). Således kan grödorna nå vatten som finns tillgängligt längre ner i jordprofilen. Säd som sås på hösten har sitt största vattenbehov under april till juli (Weidow, 2018). Grödor som sås på våren behöver mest vatten under maj till juli.

Bevattningsbehovet beror på fördelningen mellan nederbörd och avdunstning (Weidow, 2018). För mycket vatten kan utsätta växten för syrebrist (Malm & Berglund, 2007) och för lite vatten hindrar fotosyntesen (Weidow, 2018). Den potentiella avdunstningen är vanligen högre än nederbörden under sommarmånaderna, då grödornas vattenbehov är störst (Weidow, 2018). Detta underskott av vatten kan tillgodoses med bevattning.

Möjligheten att öka uttag av grundvatten för bevattningssyften i framtiden kan vara begränsad med anledning av konkurrens om vattentillgångar och torrperioder (Mattsson, m.fl., 2018). Vattentillgången i mindre grundvattenreservoarer förväntas dessutom minska i framtiden (Jordbruksverket, 2009). För att möta det förväntade ökade bevattningsbehovet i framtiden kan vatten hämtas från ytvatten, så som sjöar och vattendrag (Mattsson, m.fl., 2018). Under sommaren förväntas dock mindre vattentillgång i mindre sjöar och vattendrag i södra Sverige till följd av minskad nederbörd (Jordbruksverket, 2009).

Under höst och vinter är den naturliga vattentillgången i sjöar och vattendrag vanligen hög (Mattsson, m.fl., 2019). Då detta vatten magasineras i en bevattningsdamm kan det utnyttjas under växtperioden. Bevattningsdammar har därmed egenskap att hålla kvar vatten i landskapet istället för att resursen rinner vidare till sin slutrecipient. Näringsretention åstadkoms i dammen genom att växtnäringsläckage från åkermarkerna förs till dammen via dräningsvattnet. Näringsretention som är löst i vattnet återappliceras på åkermarken vid bevattning och

kan utnyttjas av grödorna. I dammen kan näring tas upp via så kallade ekosystemtjänster (mer om detta i avsnitt 2.5 Våtmark och damm). Således minskar bevattningsdammar övergödningen nedströms.

Det finns större risk för föroreningar i ytvatten än i grundvatten eftersom grundvattnet renats under infiltration genom marken (Mattson, m.fl., 2018). Beroende på gröda finns det olika krav på vattnet som används för bevattning (Malm & Berglund, 2007; Mattsson, m.fl., 2018). Grönsaker tillhör de grödor som har högst krav och kvalitén bör här motsvara den för dricksvatten (Mattsson, m.fl., 2018).

Grödor som utsätts för såväl underskott som överskott av vatten riskerar att ta skada (Malm & Berglund, 2007). Om grödans rötter står i vatten utsätts de för syrebrist varför dränering av åkermarker är vanligt (SMHI, 2021b). Täckdikning innebär att dräneringsrör som avleder vatten från åkermarken läggs ned i marken. Vid användning av växtnäring på åkermarken har dräneringsvatten hög koncentration av näring (Kreuger, 1986).

2.5 Våtmark och damm

Den svenska Våtmarksinventeringens definition av våtmark lyder ”Våtmark är mark där vatten under stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan” (Naturvårdsverket, u.d. b). Våtmarkskonventionens definition används internationellt och den inkluderar konstgjorda våtmarksmiljöer som dammar och reservoarer med vattenyta som står i kontakt med atmosfären.

Ekosystemtjänster benämns de tjänster som organismerna i den naturliga miljön bidrar med (Naturvårdsverket, u.d. a). I en våtmark utförs flera ekosystemtjänster som människan gynnas av. Vattenmassor till följd av skyfall kan tillfälligt lagras i våtmarker och samtidigt vara fördelaktigt vid torka och bränder då vattnet hålls kvar. Som en av de mest artrika miljöerna bidrar våtmarken till biologisk mångfald. Våtmarken har förmåga att binda kol och infiltrera vatten till grundvatten. Vatten i våtmarker renas från näringsämnen av organismer så belastningen på sjöar och hav blir mindre.

Den kvarhållande egenskapen hos våtmarker innebär att de har utjämnande effekt på flödet (Carlsson, m.fl., 2010). Att vattnet stannar kvar i landskapet har betydelse för näringsupptag, minskad erosion och biologisk mångfald. En damm som fylls har utjämnande effekt. Då hela dammens magasinering av vatten utnyttjas och vattnet i dammen bräddas, exempelvis genom att vatten rinner ut i en störtbrunn, har den ingen utjämnande effekt. Vid högflöden krävs dammar med mycket stora magasinvolymen eller att flera våtmarker inom ett avrinningsområde samverkar för att erhålla utjämnande effekt.

Våtmarker har förmåga att ta upp näringsämnen som N och P och således minska risken för övergödning nedströms (Fisher & Acreman, 2004; Johnston, 1991). Detta är en egenskap som utnyttjas i jordbrukssammanhang för förbättrad vattenkvalitet (Fisher & Acreman, 2004). Då näringsbelastningen är mindre nedströms våtmarken än uppströms sägs det att våtmarken har kvarhållit näring. I sällsynta fall kan dock våtmarker orsaka näringsutsläpp. På hösten minskar våtmarkens kvarhållande förmåga av N och P med anledning av att växter är mindre aktiva och ökad nederbörd leder till ökat flöde.

De är via de två processerna nitrifikation och denitrifikation som N avlägsnas från systemet (Johnston, 1991). I processerna, vid vilka olika typer av bakterier är verksamma, omvandlas N från näringsläckaget till kvävgas som avgår till atmosfären. Nitrifikation är en process som kräver syre och begränsas av tillgång på N i form av ammonium. Den syrefria denitrifikationsprocessen sker i syrefria miljöer och ökar med ökade temperatur. N kan också tas upp av fotosyntetiserande organismer i eller vid vattnet för tillväxt och på så sätt binds näringen under växtens livslängd (Fisher & Acreman, 2004). Även P kan lagras på detta sätt (Reddy m.fl., 1999). Långsiktig lagring uppnås då det döda växtmaterialet förmultnar. Upptag vida växter sker under växtsäsongen, vår och sommar, och avtar eller upphör under höst och vinter. Suspenderat P kan sedimentera vid låga flöden och således utgöra en mindre aktiv substans. Då höga flöden uppkommer under höst och vår kan dock sedimenterat P åter suspenderas och färdas nedströms. Möjligheterna för en våtmark att ta upp P minskar med tiden (Fisher & Acreman, 2004). Motsvarande samband har inte bevisats för N.

2.6 Vattenkvalitet

Syftet med en bevattningsdamm är att hålla kvar vatten i landskapet och retention av näring via ekosystemtjänster (Mattsson, m.fl., 2018). För att dammen ska kunna fylla dessa syften krävs det att vattnet är av god kvalitet så att de bevattnade grödornas krav på vattenkvalitet uppfylls (Mattsson, m.fl., 2018) samt att organismer i dammen kan verka (Boyd, 2020) och utföra ekosystemtjänster (Naturvårdsverket, u.d. a). Dammen utgörs av ytvatten vars kvalitet kan variera med säsong (Kreuger, 1986) och påverkas av mänskliga aktiviteter som utsläpp och jordbruk (SMHI, 2021c).

2.6.1 Suspenderat material och turbiditet

Suspenderat material (eng. total suspended solids, TSS) är partiklar som inte är lösta i vatten men som hålls flytande (Boyd, 2020). Materia av en viss tyngd sjunker till botten, sedimenterar, då vattenflödet blir mindre. Mycket små partiklar hålls flytande oavsett vattnets hastighet. Vatten med högt flöde tenderar

att ha högre koncentration suspenderat material eftersom sedimenterade partiklar slammas upp. Högt flöde uppkommer till följd av ökad avrinning eller större nederbörd (Fondriest, 2014). Sedimentation kan vara skadligt för bottenlevande organismer och innebär i längden att vattensamlingar fylls igen (Boyd, 2020). Partiklarna kan exempelvis utgöras av grus, sand, silt, bakterier eller alger (Fondriest, 2014; Schroeder, 2001). Koncentrationen suspenderat material är avgörande för vattnets klarhet.

Turbiditet (eng. turbidity) är ett annat mått på vattens klarhet som utnyttjar att ljus i vatten bryts när det stöter på partiklar (Fondriest, 2014; Schroeder, 2001). Materia som utgör suspenderat material, upplöst materia samt färgämnen ger utslag vid mätning av turbiditet (Schroeder, 2001). Således är turbiditet inte ett direkt mått på mängden suspenderat material i vattenprovet utan vattnets grumlighet.

Vattnets grumlighet har betydelse för hur djupt solljuset når och följaktligen vattenlevande växters fotosyntes och akvatiska organismers möjlighet att hitta föda (Fondriest, 2014). Klart vatten, det vill säga vatten med låg grumlighet, har ofta god vattenkvalitet. Jordbruksaktiviteter, jorderosion, algbloomning, upprört bottensediment och avrinning kan öka turbiditeten. Förändring av turbiditeten kan vara en indikator på förändrad vattenkvalitet. Vatten uppfattas som klart om koncentrationen suspenderat material är mindre än 20 mg/l och koncentrationen för turbiditet är mindre än 5 NTU. Dricksvatten får maximalt ha turbiditeten 5 NTU, i naturliga vattensamlingar är koncentrationen vanligen mindre än 50 NTU (Boyd, 2020).

Risken med grödor som bevattnas med vatten med förhöjd halt suspenderade material är fotosyntesen hindras till följd av att en tunn beläggning bildas på bladen (Kreuger, 1986).

2.6.2 Lösta salter och elektrisk konduktivitet

För att utvärdera koncentrationen av joner i vatten kan koncentrationen total mängd lösta salter (eng. total dissolved solids, TDS) och elektrisk konduktivitet (eng. electrical conductivity, EC) undersökas (Boyd, 2020). Mineral i exempelvis bottensedimentet som är i kontakt med vatten kommer via kemiska processer lösas upp och joner avgår till vattnet. Processernas hastighet avgörs av vattnets ingående parametrar. Exempelvis medför hög koncentration löst koldioxid i vattnet lägre pH vid vilken mineraler är mer lösliga. I sötvatten beror koncentrationen lösta salter på de rådande geologiska förhållandena samt klimatet.

Organismer är beroende av lösta salter i vattnet och är anpassade till särskilda koncentrationer (Boyd, 2020). Utanför dessa intervall uppstår komplikationer

med osmosreglering med orsak av ökat osmotiskt tryck. Vid ökat osmotiskt tryck har organismer svårare för att ta upp vatten (Kreuger, 1986). Sötvatten klassificeras som vatten med koncentration av lösta salter under 1 000 mg/l och för dricksvatten rekommenderas nivåer under 500 mg/l (Boyd, 2020). Vattnet som används för bevattning bör inte ha allt för höga halter av mineraler med orsak av grödornas osmosreglering.

Salt, eller joner, löst i vatten leder ström (Boyd, 2020). När koncentrationen joner ökar, ökar även den elektiska konduktiviteten som är ett sätt att mäta salthalt. SI-enheten för elektrisk konduktivitet är mikrosimens per centimeter, $\mu\text{S}/\text{cm}$. Den elektriska konduktiviteten i jorden, EC_e , ökar mellan bevattningstillfällena under sommaren till följd av att marken torkar (Kreuger, 1986). En torr sommar medför därför den mest kritiska situationen. Enligt vissa studier kan förhållandet mellan den elektriska konduktiviteten i bevattningstvattnet, EC_W , och den i jorden i en sådan situation uppgå till följande:

$$2EC_W = EC_e \quad (1)$$

Bevattningstvattnets användbarhet kan också ges av följande samband

$$EC_e = 50 + \frac{n \cdot EC_W}{4} \quad (2)$$

Där n är antalet bevattningar under säsongen.

Vete har en salttolerans på $EC_e = 600 \text{ mS/m}$ och tål enligt ovan förhållande (1) således bevattningstvatten med $EC_W = 300 \text{ mS/m}$ eller $3\,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Kreuger, 1986). Motsvarande värde för korn och sockerbeta är $4\,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ respektive $3\,500 \mu\text{S}/\text{cm}$. Under groning är sockerbetan mer känslig och bevattningstvatten med elektisk konduktivitet över $1\,500 \mu\text{S}/\text{cm}$, enligt (1), ska inte användas. Om (2) används ska vatten med konduktivitet över $2\,900 \mu\text{S}/\text{cm}$ inte användas om marken bevattnas 4 gånger.

2.6.3 Löst syre

Utan löst syre (eng. dissolved oxygen, DO) i ett akvatiskt system kan inga aeroba organismer överleva, därför är koncentrationen upplöst syre en viktig parameter vad gäller vattenkvalitet (Boyd, 2020). Syre konsumeras av bakterier som utför nitrifikation respektive nedbrytande bakterier som omvandlar organiskt material till koldioxid, vatten eller oorganiska mineraler. Organismer som utför fotosyntes kan tillföra upplöst syre till vattnet. Vidare kan utbyte mellan syre i luften och löst syre i vattnet ske. Då mängden syre i vattnet är under mättnadskoncentrationen löses mer syre från luften i vattnet och vid höga koncentrationer i vattnet avgår syre från vattnet. Systemet eftersträvar jämvikt men biologiska processer medför dygnsvariationer. Vanligen ökar koncentrationen upplöst syre under dagen till följd av organismers fotosyntes

och under natten minskar koncentration med orsak av ökat behov av syre då fotosyntetiserande organismer respirerar. I ett välmående system kan koncentrationen upplöst syre förväntas vara över mättnadsgraden under eftermiddagen.

Koncentrationen löst syre varierar även under året (Sveriges vattenmiljö, u.d. a). Under ett eventuellt istäcke kan koncentrationen bli låg då inget syre tillförs från atmosfären. Om syret tar slut kan bakterier som nyttjar sulfat istället för syre medföra att giftigt svavelväte bildas. Under våren cirkuleras vattnet och jämvikt med luften inställer sig. I djupa vatten kan en siktning till följd av temperaturhöjning uppstå och då blir vattnet på botten syrefattigt. På hösten ökar cirkulationen i vattnet och koncentrationen löst syre i vattnet är den samma som koncentrationen syre i luften.

Upplöst syre kan mätas i många olika enheter, bland annat mg/l och procent (Boyd, 2020). Då koncentrationen uttrycks i procent relateras det uppmätta värdet i mg/l till maximal löslighet vid det aktuella lufttrycket. För de akvatiska organismernas välmående är det eftersträvansvärt att koncentrationen syre är över 50 %. Fiskar som anpassat sig till kallt vatten kräver mer syre än fiskar i varmt vatten, minst 2,5–3,5 mg/l upplöst syre för att överleva. För vattenkvaliténs skull bör koncentrationen syre vara över 5–6 mg/l eller 80–90 % mättnad. Vatten för bevattning borde ha motsvande värde på 3–4 mg/l.

2.6.4 Kväve och fosfor

Kväveföreningar och fosforföreningar i vatten kan mätas som totalkväve (eng. total nitrogen, TN) respektive totalfosfor (eng. total phosphorus, TP) (Boyd, 2020). Olika koncentrationer på kväve och fosfor i vatten relaterar till olika produktionsnivå på vattensamlingen, se tabell 1.

Tabell 1. Vattensamlingens produktionsnivå beroende på koncentration av totalkväve och totalfosfor.

Parameter	Tillgång på näring		
	Låg	Medel	Hög
Totalkväve (TN) (mg/l)	<0,5	0,5–1,5	>1,5
Totalfosfor (TP) (mg/l)	<0,025	0,025–0,075	>0,075

Vid hög tillgång på näring i en vattensamling finns det risk för algblomning (Boyd, 2020). Algblomningar har negativa konsekvenser på syretillgång och biologisk mångfald. Hög turbiditet motverkar effekterna av stor näringstillgång genom att solljuset inte når lika djup i vattnet och fotosyntesen hos fytoplankton begränsas således.

Kväve kan avgå från vattnet genom nitrifikation- och denitrifikationsprocesser (Johnston, 1991). Fosforföreningar blir inaktiva då de sedimenterar (Fisher & Acreman, 2004). Fotosyntetiserande organismer kan ta upp kväve (Fisher & Acreman, 2004) och fosfor (Reddy m.fl., 1999).

Avloppsvatten från hushåll har en koncentration av totalkväve på omkring 40 mg/l (Boyd, 2020). Reningsverket i Perstorp, Skåne, har flera reningsprocesser: mekanisk, biologisk och kemisk, varvid det sista reningssteget är våtmark (NSVA, 2021). I våtmarken sker nedbrytning av organiskt material och närsalter samt denitrifikation. Utsläpp från Perstorps reningsverk får efter det sista reningssteget, våtmark, inte överskrida följande halter: 0,3 mg/l totalfosfor (årsmedelvärde och riktvärde), 15 mg/l totalkväve under april till september (kvartalsmedelvärde och riktvärde) respektive 20 mg/l totalkväve under oktober till mars (kvartalsmedelvärde och riktvärde) (NSVA, 2021). Årsmedelvärdet av utsläpp från våtmarken i Perstorps avloppsreningsverk 2021 var 0,02 mg/l totalfosfor och 12,9 mg/l totalkväve. Gränsvärdena har satts upp för att skydda recipienten och minska övergödningen.

Masskoncentration, c , beräknas enligt ekvation (3) (Study, u.d.)

$$c = \frac{m}{V} \quad (3)$$

Där massa betecknas av m och volym av V .

2.6.5 pH

Surhet i vatten kan mätas med hjälp av pH (Boyd, 2020). pH är ett mått på koncentrationen vätejoner i en lösning och kan anta värden mellan 0 och 14 (Boyd, 2020; Sveriges vattenmiljö, u.d. b). Ett pH-värde på 7 anses vara neutralt. En lösning med pH över 7 är basisk och under 7 sur (Boyd, 2020). De flesta akvatiska organismer frodas i pH mellan 6,5 och 8,5. Värden under 4 och över 11 kan ha dödlig utgång.

I ett vattendrag eller en sjö beror pH-värdet på omgivningen (Boyd, 2020). Näringsläckage och innehåll av humus kan leda till lägre pH-värde och kalkstensberggrund högre. När koldioxid löses i vatten, exempelvis då organismer respirerar, bildas kolsyra som sänker pH-värdet. Å andra sidan omvandlar fotosyntetiserande organismer koldioxid till syre vid tillgång till solljus. Detta ger upphov till dygnsvariationer i koncentrationen löst koldioxid samt pH-värde. I samband med att solen går upp på morgonen kan det förväntas att pH-värdet antar sitt lägsta värde och högsta värdet på eftermiddagen (Sveriges vattenmiljö, u.d. b). Regnvatten tenderar att innehålla mer löst koldioxid då jämvikt med atmosfären inställs under regndropparnas färd mot marken (Boyd, 2020).

Vanligtvis har bevattningsvattnets pH-värde lite påverkan på grödornas kon-
dition (Kreuger, 1986). Vatten med mycket lågt eller högt pH kan dock ha
ökade koncentrationer av vissa joner, med anledning av ökad löslighet av mi-
neraler, som har giftverkan på grödor.

2.7 Vattentillgång

För att ta del av de ekosystemtjänster som våtmarker kan bidra med krävs det
att det finns tillgång till vatten (SMHI, 2021c). Med ett förändrat klimat kan
utbudet av vatten förändras och därför är det av vikt att undersöka vattentill-
gången för att kartlägga bevattningsmöjligheterna (Kjellström, m.fl., 2014).

2.7.1 Flöde

Vattenflöde mäts i kubikmeter per sekund, m^3/s . I ett vattendrag kan vatten-
flödet, Q , bestämmas med den ytflottörmetoden (Persson, m.fl., 2014).

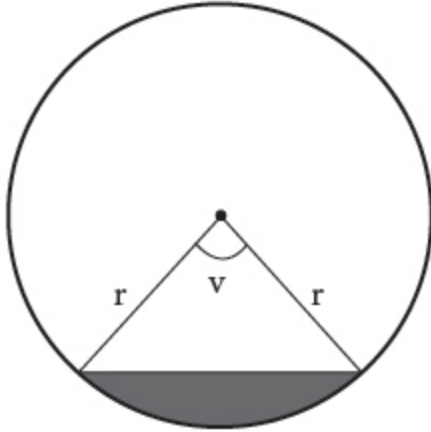
$$Q = kv_{max}A_{medel} \quad (4)$$

Där k är en konstant för att erhålla medelhastighet, v_{max} är den ythastigheten
och A_{medel} anger tvärsnittsytan för sträckan som flötet rest. Konstanten k be-
ror på vad botten utgörs av.

Tabell 2. k -värde för beräkning av flöde i vattendrag (Persson, m.fl., 2014).

Bottenun- derlag	Mycket ojämn bott- nen av sten och/eller vass/gräs	Något ojämn botten; sten	Jämn bott- nen; sand, grus	Jämn konst- gjord sektion med trä, stål eller betong
k-värde	0,5	0,6	0,7	0,8

För att bestämma flödet i ett rör måste tvärsnittsytan som utgörs av ett cirkel-
segment beräknas, se figur 5 (Formelsamlingen, u.d.). I ekvation X betecknar
 r radien och v är vinkeln i radianer.



Figur 5. Cirkelsegmentet är markerad i grått (Formelsamlingen, u.d.).

$$A_{\text{cirkelsegment}} = \frac{1}{2}r^2(v - \sin v) \quad (5)$$

I en störbrunn beräknas flödet, Q , med hjälp av följande ekvation (Hankó, 1984):

$$Q = \frac{2}{3}\mu h 2\pi r \sqrt{2gh} \quad (6)$$

Där μ är en dimensionslös brunnsspecifik koefficient som bör anta ett värde mellan 0,5 och 0,8. Vattnets höjd över brunnskanten betecknas h (m), radien betecknas r (m) och gravitationskonstanten g är $9,81 \text{ m}^2/\text{s}$. Sambandet förutsätter att flödet är jämt och konstant.

Till följd av fördämning eller forsende vatten kan en del av vattnet i en vattensamling ha lägre eller högre hastighet än resterande vatten (Liu, m.fl., 2012). En sådan del kallas för kritisk sektion. Sambandet mellan vattnets flöde, Q , tvärsnittsytan, A , och vattenprofilens bredd vid ytan, B , ges av

$$\frac{Q^2}{g} = \frac{A^3}{B} \quad (7)$$

Beteckningen g anger tyngdaccelerationen, $g = 9,81 \text{ m}^2/\text{s}$.

2.7.2 Penmans modell

Penmans modell för avdunstning över öppet vatten kan användas för att beräkna potentiell evapotranspiration (PET) från bevattningsdammen (Shaw, 1994).

$$PET = \frac{\frac{\Delta}{\gamma}H + E_a}{\frac{\Delta}{\gamma} + 1} \quad (8)$$

Δ/γ är en viktningfaktor som beror på temperatur. Värdet för viktningfaktorn har hämtats från Hydrology in Practice av Shaw (1994) och presenteras i appendix 1, tabell 19.

Tillgänglig värme, H , beror på flera parametrar och beräknas utifrån ekvationerna 9, 10, 11, 12, 13 och 14.

$$H = R_I(1 - r) - R_O \quad (9)$$

$$R_I(1 - r) = 0,95R_a f_a(n/N) \quad (10)$$

$$R_O = \sigma T_a^4 (0,56 - 0,09 \sqrt{e_d})(0,10 + 0,90 (n/N)) \quad (11)$$

$$f_a(n/N) = 0,18 + 0,55 n/N \quad (12)$$

$$n/N = 1 - \text{molnighet} \quad (13)$$

$$e_d = RH \cdot e_a \quad (14)$$

Masstransport, E_a , beräknas enligt

$$E_a = 0,35 \left(0,5 + \frac{u_2}{100}\right)(e_a - e_d) \quad (15)$$

Beräknade respektive uppmätta värden för R_a redovisas i appendix 1, tabell 20.

Beteckningar enligt följande

H	tillgänglig värme (mm/dag)
R_I	inkommande strålning (mm/dag)
R	albedo ($r = 0,05$ för vatten) (-)
R_O	utgående strålning (mm/dag)
R_a	solstrålning (beror på latitud och säsong) (mm/dag)
σ	Stefan-Boltzmanns konstant, $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} W m^{-2} K^{-4}$
T_a	medelvärde av lufttemperaturen för de 10 senaste dagarna (K)
e_a	mättnadsångtryck vid temperaturen T_a (mmHg)
n	solskenstimmar (h)
N	potentiella solskenstimmar (h)
E_a	masstransport (mm/dag)
e_d	medelvärde av aktuellt ångtryck för de senaste 10 dagarna (mmHg)
RH	relativ fuktighet (-)

u_2 vindhastighet 2 m ovanför marken (miles/dag)

2.7.3 Vattenbalans

En vattenbalans beskriver hur vattenvolymen i en vattensamling ändras över en bestämd tidsperiod (SMHI, 2022b). Balansen är en ekvation som bygger på att den magasinerade volymen motsvaras av ingående volym minus utgående volym. Volymerna beräknas vanligen i millimeter vilket är det samma som liter per kvadratmeter. I en sjö som påverkas av mänsklig aktivitet lyder vattenbalansekvationen:

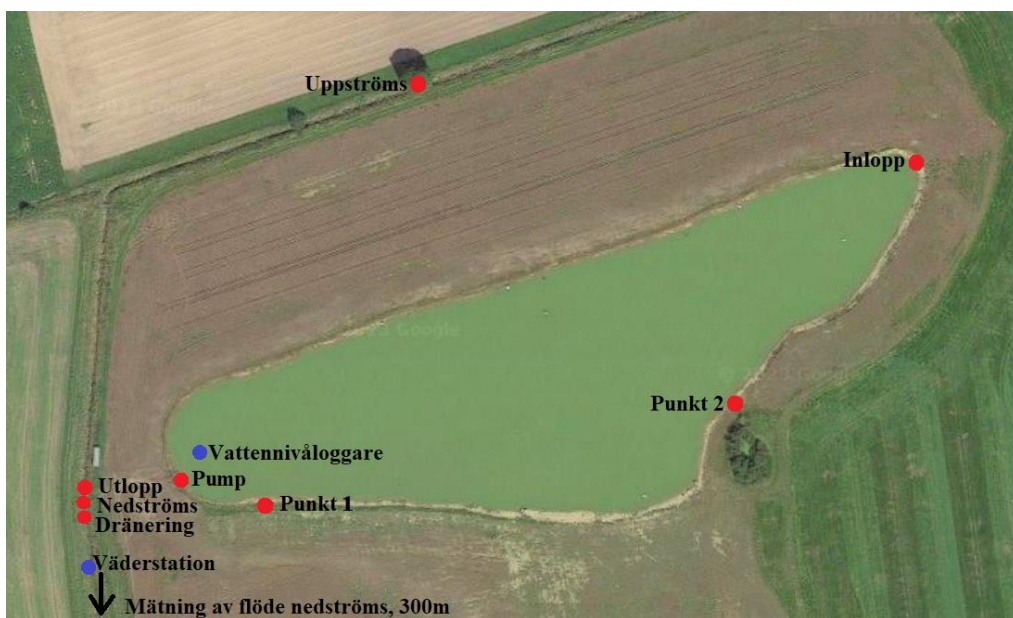
$$P + Q_{in} = Q_{ut} + I + ET + \Delta S \quad (16)$$

Där P står för nederbörd (eng. precipitation), Q_{in} är inflödet, Q_{ut} är utflöde, I är bevattningsuttag (eng. irrigation), ET står för evapotranspiration som utgörs av avdunstning och växters transpiration, och ΔS utgör volymen magasinerat vatten.

3 Metod

3.1 Vattenkvalitet

För att bedöma vattenkvaliteten i den undersökta bevattningsdammen undersöks ett antal vattenkvalitetsparametrar som talar för beskaffenheten. Inom projektet EcoDiver har vattenprover kontinuerligt sedan juni 2021 hämtats från flera olika mätpunkter i dammen samt i det närbelägna vattendraget Rödabäck för att få förståelse för vattenkvaliteten. I mätningarna som genomförts i samband med detta arbete har samma mätpunkter utnyttjats för kontinuitet, se figur 6. Trots att standardiserat utförande eftersträvades verkar avvikelser till följd av missförstånd om placeringen för mätpunkt ”Pump” och ”Utlopp”. Detta redovisas ytterligare i diskussionen. Resultatet av dessa vattenprov jämförs med resultat av vattenprov som hämtats från Rödabäck under våren 2020 i samband med kandidatarbetet Lina Lennklev (2020) skrev om bland annat vattenkvaliteten i Rödabäck. Mätpunkter för dessa mätpunkter framgår av figur 12 i appendix 4.



Figur 6. Mätpunkter vid vilka vattenprover har hämtats och mätningar utförts (Google Maps, 2023).

Vid mätpunkten ”Uppströms” finns det en stenbro och träd som markerar platsen. Just vid denna plats är det också enkelt att komma ned till vattenytan och hämta vattenprov. I själva verket är mätpunkten inte uppströms intaget till dammen (mer om detta i diskussionen, avsnitt 5.1.6 Felkällor). Vid mätpunkten ”Inlopp” sker inloppet från bäcken till dammen på botten ett par meter

från strandbrynet. Intill mätpunkten ”Pump” finns störtbrunnen vid vilken utflöde av vatten sker då vattennivån är hög nog. Utloppet till bäcken sker vid mätpunkten ”Utlopp” där även vattenprov för ”Nedströms” hämtas. Mät punkten ”Dränering” lades till senare under mättningsperioden och i samband med detta arbete.

På plats vid dammen användes Dissolved Oxygen meter DO 220 (VWR) för att mäta löst syre i vattnet vid de åtta mätpunkterna. Vidare samlades vattenprover in. Vid vissa tillfällen analyserades proverna direkt efter insamling och andra gånger placerade dem i en kyl för att analyseras ett fåtal dagar senare.

I labbet som tillhör Avdelningen för Teknisk vattenresurslära vid LTH undersöktes följande faktorer: pH-värde, suspenderat material, elektrisk konduktivitet, lösta salter samt turbiditet. För att mäta pH-värdet användes Bench pH/mV/°C pHnomenal pH 1100 L (VWR). Med Digital Conductivity meter CO 301 (VWR) mättes lösta salter och elektrisk konduktivitet. Koncentrationen suspenderat material analyserades med Suspended Solids colorimeter MD100 (VWR). Turbiditeten mättes med Portable Turbidity meter Turb 430 IR (WTW).

Efter analys av ovan parametrar frös vattenproverna ned och skickades vid ett samlat tillfälle vidare till Biologiska institutionens laboratorium för analys av totalkväve och totalfosfor. Endast prover till och med november 2022 har vid skrivandet av detta arbete analyserats.

Massan totalkväve och totalfosfor som flödar in till dammen och ut från dammen beräknas med hjälp av ekvation (3). Volymen för dessa beräkningar hämtas från vattenbalansen och de uppmätta koncentrationerna totalkväve och totalfosfor. Beräkningar utförs även för bevattningsuttaget samt för Rödabäck. För att bestämma volymen vatten för massberäkningarna för Rödabäck gjorde antaganden om dygnsvattenflödet utifrån flödesberäkningarna i Rödabäck (se avsnitt 3.2.1 Flöde).

3.2 Vattentillgång

Vattennivåloggaren, MX Water Level Logger MX 2001-01x (HOBO), i dammen loggar bland annat relativ vattennivå och vattentemperatur varannan timme. Vattennivådatan har kalibrerats med hjälp av ett GPS-instrument med brunnens översta kant som referenspunkt samt utifrån av Ekologigruppen utförda inmätningar, dessa data redovisas i appendix 3. Väderdata för att beräkna potentiell avdunstning samt nederbörd har erhållits av markägare Gustaf Ramel via Cordulus som fabricerat väderstationen. De relevanta väderparametrarna för detta arbete redovisas inte till följd av datans storlek. Via Magnus

Persson vid Avdelningen för Teknisk vattenresurslära på LTH kan datan erhållas.

3.2.1 Flöde

Flödet uppströms och nedströms dammen bestämdes genom att mäta vattendragets tvärsnittsytta och vattnets hastighet. Tvärsnittsytan bestämdes genom att spänna upp ett måttband vinkelrätt flödesriktningen. Längs med måttbandet mätes vattendjupet på ett antal utmärkande punkter för att få uppfattning om bottenprofilen. Mätningarna fördes in i Microsoft Excel i vilket ett diagram ritades upp och ytan kunde beräknas. Tiden för ett flytande objekt att röra sig en uppmätt sträcka längs med vattendraget gav vattnets hastighet. Försöket upprepades tre gånger för att erhålla ett medelvärde. Flödesmätningarna genomfördes vid tre tillfällen. Platsen för mätningen uppströms skedde vid mätpunkten ”Uppströms” i figur 6. Vid en bro, 300 m söderut i genomfördes mätningar för flödet nedströms.

De uppmätta flödena i Rödabäck jämförs med modellerade dygnsflöden i det berörda delavrinningsområdet, se figur 7. För att erhålla dygnsflöde för Rödabäck uppskattas Rödabäcks avrinningsområde som skalas mot delavrinningsområdets yta. Skalan används för att korrigera dygnsflödena i delavrinningsområdet till Rödabäck. De modellerade flödena finns tillgängliga på Vattenwebben och har SUBID-koden 159 (Vattenwebben, u.d.).



Figur 7. Det uppskattade avrinningsområdet till Rödabäck har ringats in med rött, (Vattenwebben, u.d.).

Då vattennivån i dammen når upp till störtbrunnens högsta kant flödar vatten ut från dammen till Rödabäck. Utflödet till bäcken sker från ett betongrör med 0,6 m i diameter. Genom att bestämma vattenflödet i röret samt vattennivåns höjd över störtbrunnens högsta kant kan den brunnsspecifika konstanten, μ , i ekvation (16) bestämmas. Ett flytande objekt kastades in och tiden för dess färd längs en känd sträcka noterades. Tvärsnittsytan för vattenflödet bestämdes med hjälp av ekvationen för cirkelsegment. Dessa mätningar genomfördes två gånger och gav sålunda två värden på μ varav medelvärdet användes för beräkningar av utflöde.

3.2.2 Penmans modell

För att beräkna den potentiella avdunstningen från dammen har Penmans modell för avdunstning över öppen vattenyta applicerats, ekvation (8). Väderdata har behandlats för att kunna utnyttja modellen.

Solintensiteten har mätts i lux och för att kunna nyttja mätningarna har värdena omvandlats till solskenstid, n , genom att utnyttja att 1 lux motsvarar $0,0079 \text{ W/m}^2$ (Domat, u.d.). Vidare kan solinstrålningen översättas till solskenstid genom att utnyttja den världsmeteorologiska organisationens (WMO) definition (SMHI, 2022a): solinstrålning som överstiger 120 W/m^2 utgör solskenstid. Då väderdata har loggats var 10:e minut har solinstrålning med värden över 120 W/m^2 bidragit till 10 minuter solskenstid. Solskenstid för varje dygn i mätserien har summerats. Potentiella solskenstimmar, N , avgörs av solens upp- och nedgång varvid värden för Lund har använts i beräkningarna (Dinstartsida.se, u.d.).

Solens inverkan på avdunstning kan också avgöras utifrån molnighet. Värden för molnighet uppmätta av SMHI i Hörby har använts för beräkningar (SMHI, u.d.). Med ett avstånd på 25 km är Hörby den närmsta station vid vilken SMHI mäter molnighet. Beräkningar för avdunstning med Penmans modell har utfört med termen n/N härledd från solintensitet och molnighet varvid resultatet har jämförts.

Mättnadsångtrycket beror på temperatur och har beräknats från följande ekvation (Stull, u.d.)

$$e_a = e_0 \cdot e^{\frac{L}{R} \left(\frac{1}{T_0} - \frac{1}{T} \right)} \quad (17)$$

Där $e_0 = 0,6113 \text{ kPa}$, $\frac{R}{L} = 5423 \text{ K}$ för flytande vatten och 6139 K för is, $T_0 = 273,15 \text{ K}$ och T är lufttemperaturen i Kelvin. Då vattentemperaturen i dammen enligt loggaren inte antar lägre temperaturer än $-0,09 \text{ }^\circ\text{C}$ under tidsperioden för mätningen har antagande gjorts att dammen aldrig varit frusen –

trots att dammen vid ett tillfälle påträffats frusen. Dock kan inga ytterligare slutsatser dras kring istäcke och därför har förenklingen gjorts.

Beräkningarna för avdunstning från bevattningsdammen har kontrollerats mot årmedelavdunstning i Lund, som uppmätts mellan 1961 och 1978. Vid eventuell korrigering av beräknade värden har årmedelavdunstningen använts som referens.

3.2.3 Vattenbalans

Vattenbalansekvationen (16) skrivs om för att lösa ut de okända parametrarna.

$$Q_{in} = Q_{ut} + I + ET + \Delta S - P$$

Inflödet till bevattningsdammen utgörs av dräneringsvatten och inflöde från Rödabäck. I beräkningarna för detta arbete är det inte möjligt att skilja på de två inflödena. Volymen på inflödet, Q_{in} , till dammen kontrolleras mot det uppmätta flödet i Rödabäck och det av SMHI modellerade flödet i delavrinningsområdet som Rödabäck ingår i.

Utfödet från dammen, Q_{ut} , beräknas utifrån ekvation (6). Den brunnsspecifika konstanten, μ , har baserats på flödesberäkningar från betongröret vid mät-punkten ”Utlopp”. Vattennivådata från loggaren i dammen använts för att bestämma utfödet för varje dygn i mätserien. Uppgifter om bevattningsuttag från dammen har erhållits av markägare Gustaf Ramels medarbetare, Christian Hansson. Då vattenbalansen för dammen undersöks utgörs evapotranspirationen, ET , endast av potentiell avdunstning från dammens fria vattenyta icke beräknas med Penmans modell. Den magasinerade volymen, ΔS , bestäms genom att multiplicera varje dygns vattennivåskillnad med dammens yta. För denna beräkning antas att dammen yta är oförändrad, 3,29 ha, oberoende av vattennivån i dammen. Nederbörden, P , för varje dag beräknas utifrån väder-datan som erhållits av Gustaf Ramel via Cordulus.

Vattenbalansberäkningarna utförs i enheten kubikmeter per dag [m^3/dag] för att underlätta beräkningarna och redovisa data i lämplig storleksordning.

Det beräknade värdet på inflöde till dammen för varje dag i mätserien har jämförts med vattenflödet i Rödabäck samt grundvattenytan. Vattenflöde i Rödabäck har mätts uppströms samt nedströms dammen vid tre tillfällen. Dessa mätningar har vidare jämfört med av SMHI modellerat dygnsflöde i delavrinningsområdet i vilket Rödabäck ingår, se figur 7. Mätningar av grundvattnet har utförts av Sveriges geologiska undersökning (SGU) i Flyinge, 5 km från Gårdstånga Nygård (SGU, 2023). Grundvattennivån har studerats för att undersöka om grundvattnet trots allt har påverkan på vattenflödet in och ur dammen.

4 Resultat

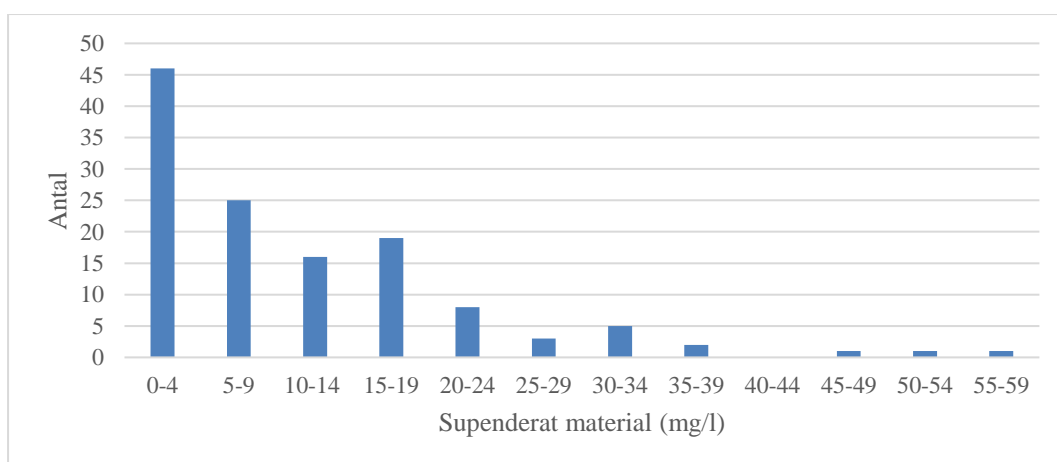
4.1 Vattenkvalitet

I tabell 3–10 och 12 nedan presenteras resultat av de analyserade vattenkvalitetsparametrarna. I figur 11 presenteras resultat av massberäkning för totalkväve och totalfosfor. Omöjlighet att samla in vattenprov, tidsbrist eller komplikationer med mätutrustning är anledning till att vissa mätdata saknas vilket markerats med ”-”. Mätpunkten ”Dränering” infördes senare i undersökningen varför det bara finns fåtal data för denna. I figur 8–10 framgår fördelningen av de olika mätvärdena i histogram.

I appendix 4, tabell 27–31, redovisas resultat av vattenprov från innan dammen anlades.

Tabell 3. Mätdata för suspenderat material (mg/l).

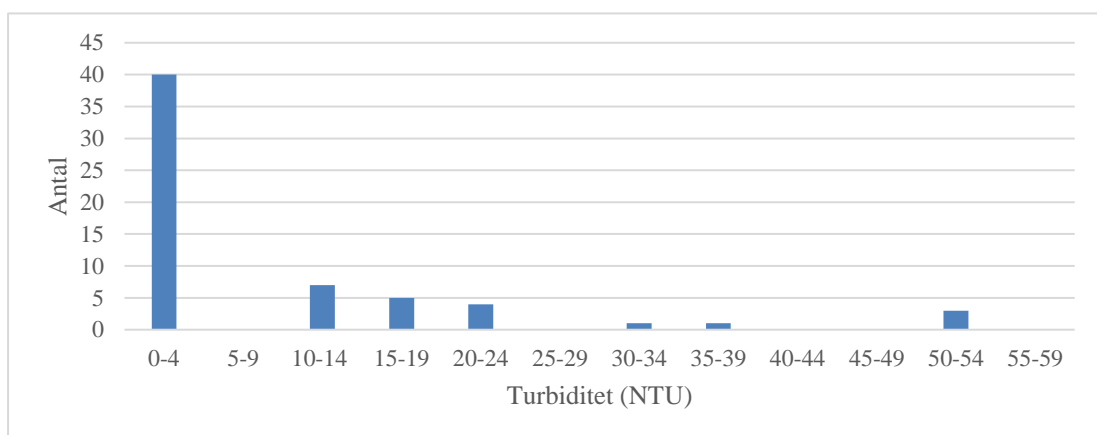
Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	30	45	14	54	-	24	33	-
2021-06-17	3	5	1	1	-	2	1	-
2021-06-24	10	3	3	3	1	2	1	-
2021-07-09	1	5	27	6	1	16	9	-
2021-07-23	3	15	10	12	2	14	4	-
2021-08-05	5	19	21	16	1	9	16	-
2021-09-23	5	25	59	22	4	6	25	-
2021-11-24	2	2	3	2	4	2	2	-
2022-01-21	17	30	36	30	1	20	14	-
2022-06-23	31	9	11	8	2	8	18	-
2022-07-28	3	19	13	19	14	14	23	-
2022-08-31	38	17	11	6	4	19	7	-
2022-09-30	12	6	7	4	3	7	11	-
2022-10-28	-	3	3	2	1	4	-	-
2022-11-30	7	5	6	4	1	9	5	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	1	2	1	0	2	2	2	-
2023-02-21	15	19	18	20	17	21	14	7
2023-04-01	24	14	17	9	15	10	16	4
2023-05-09	7	-	19	-	-	-	6	-



Figur 8. Fördelning av mätdata för koncentration suspenderat material. Av staplarna framgår hur många gånger mätdata i respektive intervall har uppmäts.

Tabell 4. Mätdata för turbiditet (NTU).

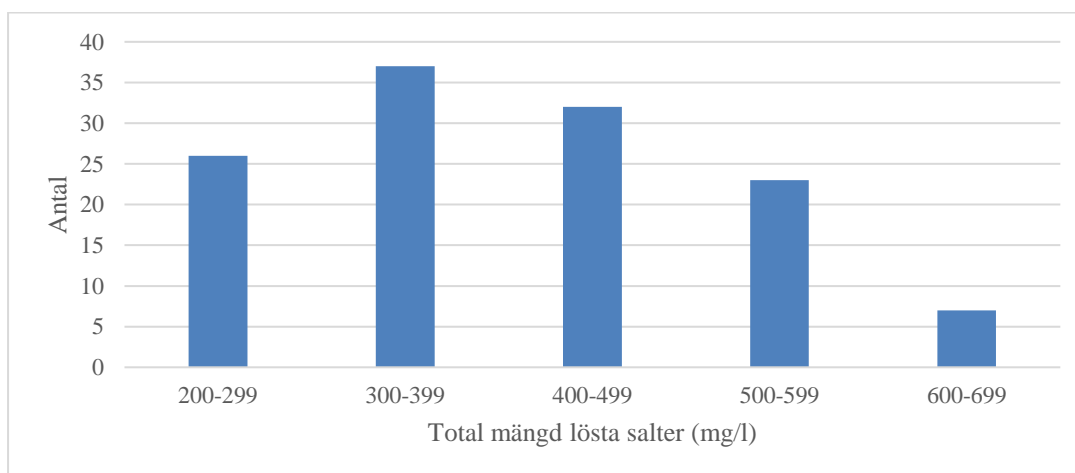
Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	13	54	54	7,37	-	23,2	17	-
2021-06-17	4,66	6,09	6,09	5,22	-	4,02	0,51	-
2021-06-24	51	2,64	2,64	2,43	0,34	2,02	0,56	-
2021-07-09	2,16	12,1	12,1	6,13	2,37	27,5	17,2	-
2021-07-23	3,06	11,7	11,7	9,67	0,84	12,4	2,72	-
2021-08-05	0,72	14	14	12,5	0,39	8,63	19,3	-
2021-09-23	4,82	21,8	21,8	30,7	6,75	5,49	26,5	-
2021-11-24	1,35	2,75	2,75	3,25	0,39	2,61	2,48	-
2022-01-21	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-06-23	47,5	14	14	14,2	4,94	12	27,9	-
2022-07-28	10,1	21	21	31,1	8,07	16,8	51,6	-
2022-08-31	39	31,4	31,4	11	11,2	21	34	-
2022-09-30	25,5	17	17	6,4	4,39	14,8	32,8	-
2022-10-28	-	4,39	4,39	3,53	2,19	6,86	-	-
2022-11-30	6,79	5,61	5,61	2,77	3,22	8,32	6,33	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	1,38	2,16	2,16	1,58	1,92	2,39	3,04	-
2023-02-21	11,3	13,8	13,8	13,5	11,6	13,1	10,6	6,04
2023-04-01	20,3	17	17	13,1	20	11,9	17,9	5,22
2023-05-09	5,1	-	14,4	-	-	-	4,59	-



Figur 9. Fördelning av mätdata för turbiditet. Av staplarna framgår hur många gånger mätdata i respektive intervall har uppmäts.

Tabell 5. Mätdata för total mängd lösta salter (mg/l).

Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	402	379	365	440	-	418	474	-
2021-06-17	485	378	317	373	-	371	487	-
2021-06-24	472	356	358	358	339	322	502	-
2021-07-09	525	327	322	347	348	329	529	-
2021-07-23	670	334	332	324	372	323	655	-
2021-08-05	630	329	329	330	370	323	663	-
2021-09-23	485	307	311	272	332	306	517	-
2021-11-24	637	460	460	458	394	456	637	-
2022-01-21	603	528	518	519	414	517	586	-
2022-06-23	509	339	339	339	361	337	498	-
2022-07-28	378	215	214	203	236	212	399	-
2022-08-31	414	231	212	215	218	215	492	-
2022-09-30	473	242	246	240	240	243	480	-
2022-10-28	-	289	289	290	268	291	-	-
2022-11-30	491	293	298	291	277	288	487	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	535	487	482	483	485	486	513	-
2023-02-21	533	507	501	505	503	501	531	566
2023-04-01	500	484	481	483	480	481	493	541
2023-05-09	560	-	410	-	-	-	565	-



Figur 10. Fördelning av mätdata för total mängd lösta salter. Av staplarna framgår hur många gånger mätdata i respektive intervall har uppmäts.

Tabell 6. Mätdata för elektrisk konduktivitet (μS).

Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	402	378	366	439	-	414	474	-
2021-06-17	487	379	317	374	-	371	487	-
2021-06-24	473	355	359	359	339	323	500	-
2021-07-09	524	326	322	348	348	329	527	-
2021-07-23	671	335	332	325	372	323	655	-
2021-08-05	628	330	330	330	369	323	664	-
2021-09-23	484	307	312	272	333	306	518	-
2021-11-24	637	462	460	458	394	456	638	-
2022-01-21	603	529	517	520	414	516	586	-
2022-06-23	509	339	339	339	361	336	498	-
2022-07-28	379	216	215	204	236	212	399	-
2022-08-31	414	232	212	214	219	216	492	-
2022-09-30	473	242	246	241	241	244	481	-
2022-10-28	-	289	289	290	268	291	-	-
2022-11-30	491	293	298	291	276	287	485	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	532	488	482	482	485	487	513	-
2023-02-21	533	505	500	501	502	496	514	565
2023-04-01	500	484	482	483	479	481	493	541
2023-05-09	561	-	411	-	-	-	566	-

Tabell 7. Mätdata för löst syre (mg/l).

Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-06-17	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-06-24	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-07-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-07-23	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-08-05	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-09-23	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-11-24	11,54	12,23	12,23	12,22	6,77	12,23	11,7	-
2022-01-21	14,22	14,63	14,27	14,5	10,29	14,21	14,31	-
2022-06-23	9,49	10,14	10,2	10,32	4,28	10,31	8,96	-
2022-07-28	9,57	11,6	11,2	11,96	6,89	10,28	-	-
2022-08-31	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-09-30	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-10-28	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-11-30	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	12,06	12,47	12,85	12,6	12,46	12,26	11,75	-
2023-02-21	12,49	13,07	13,18	13,04	13,03	13,29	12,57	12,34
2023-04-01	12,71	12,98	12,95	12,93	12,56	12,74	12,6	11,96
2023-05-09	11,6	-	11,5	-	-	-	11,21	-

Tabell 8. Mätdata för löst syre (%).

Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-06-17	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-06-24	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-07-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-07-23	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-08-05	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-09-23	-	-	-	-	-	-	-	-
2021-11-24	94,8	99,7	99,7	99,4	58,5	99,3	96,2	-
2022-01-21	100,3	100	98,4	99	76	100	101,2	-
2022-06-23	97	115,5	112	113,2	42,5	112,7	87,2	-
2022-07-28	94	125	120,8	129	73,2	110,5	-	-
2022-08-31	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-09-30	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-10-28	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-11-30	-	-	-	-	-	-	-	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	90,1	91,4	92,6	90,7	84,9	87,7	87,4	-
2023-02-21	98,2	102,4	101,2	102,6	103,6	101,9	95,6	95,7
2023-04-01	101,8	104,2	103,5	103,9	100,3	101,8	101,4	95,4
2023-05-09	118,3	-	108,7	-	-	-	114,2	-

Tabell 9. Mätdata för totalkväve (mg/l).

Datum	Mätpunkt						
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms
2021-06-11	6,38	5,83	11,49	5,58	-	13,37	8,58
2021-06-17	8,94	9,52	4,51	6,76	-	2,31	7,82
2021-06-24	4,858	5,296	4,821	-	2,839	3,680	6,689
2021-07-09	3,50	7,91	8,39	8,45	9,96	5,61	8,49
2021-07-23	11,43	6,89	6,23	6,80	10,11	6,71	12,09
2021-08-05	9,21	4,86	4,88	4,67	10,36	4,90	5,96
2021-09-23	3,578	1,775	1,943	1,580	11,010	1,887	3,636
2021-11-24	21,440	11,620	4,823	11,580	7,745	11,690	21,120
2022-01-21	20,210	17,450	17,640	17,830	8,111	17,450	19,360
2022-06-23	7,587	5,698	5,713	-	10,490	5,737	5,567
2022-07-28	4,23	1,68	1,73	1,58	1,87	1,62	3,41
2022-08-31	5,35	0,99	0,88	0,93	0,84	0,87	5,24
2022-09-30	6,391	0,923	0,781	0,895	0,994	0,803	3,752
2022-10-28	-	0,851	0,774	0,771	1,070	0,811	-
2022-11-30	9,27	1,12	1,07	1,09	1,61	1,07	10,09

Tabell 10. Mätdata för totalfosfor (mg/l).

Datum	Mätpunkt						
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms
2021-06-11	0,272	0,259	0,239	0,236	-	0,197	0,208
2021-06-17	0,252	0,278	0,270	0,265	-	0,312	0,299
2021-06-24	0,239	0,219	0,212	-	0,198	0,235	0,246
2021-07-09	0,653	0,546	0,452	0,397	0,352	0,478	0,423
2021-07-23	0,401	0,455	0,429	0,398	0,406	0,411	0,339
2021-08-05	1,143	1,041	1,058	1,034	1,035	1,040	1,018
2021-09-23	0,234	0,227	0,235	0,236	0,227	0,225	0,242
2021-11-24	0,067	0,061	0,075	0,063	0,061	0,068	0,090
2022-01-21	0,060	0,071	0,085	0,053	0,067	0,061	0,065
2022-06-23	0,210	0,207	0,224	-	0,218	0,201	0,205
2022-07-28	1,075	1,066	1,056	1,056	1,058	1,055	1,051
2022-08-31	1,082	1,080	1,055	1,091	1,065	1,052	1,062
2022-09-30	0,236	0,219	0,251	0,225	0,230	0,226	0,230
2022-10-28	-	0,085	0,088	0,080	0,105	0,097	-
2022-11-30	1,065	1,065	1,061	1,057	1,113	1,052	1,046

Tabell 11. Resultat av massberäkning för totalkväve och totalfosfor som 1) flödat in i dammen enligt vattenbalansberäkningen, 2) flödat ut från dammen enligt vattenbalansberäkningen, 3) tagit ut i samband med bevattning, och 4) som transporterats i Rödabäck mellan 2021.06.21 och 2022.11.30. I appendix 2, tabell 21-25, redovisas detaljerade beräkningar.

	¹⁾ Inflöde	²⁾ Utflöde	³⁾ Bevattningsuttag	⁴⁾ Rödabäck
Totalkväve (kg)	1 580	1 120	48,2	44 300
Totalfosfor (kg)	10,5	7,96	8,19	423

Tabell 12. Mätdata för pH (-).

Datum	Mätpunkt							
	Uppströms	Inlopp	Punkt 1	Punkt 2	Pump	Utlopp	Nedströms	Dränering
2021-06-11	6,8	7,02	7,02	7,02	-	7,02	6,8	-
2021-06-17	7,16	7,72	7,36	7,36	-	7,4	7,1	-
2021-06-24	7,15	7,6	7,8	7,8	9,78	7,634	7,03	-
2021-07-09	7,28	7,88	8,6	8,6	8,01	7,82	7,23	-
2021-07-23	8,1	7,9	7,9	7,9	8,1	7,87	7,86	-
2021-08-05	7,8	7,7	7,9	7,9	8,1	7,6	7,8	-
2021-09-23	8	8,2	8,4	8,4	8	8,1	7,8	-
2021-11-24	7,9	8,2	8,3	8,3	8,4	8,2	8	-
2022-01-21	8,1	8,2	8,3	8,3	8,4	8,4	8,2	-
2022-06-23	7,7	8	7,9	7,9	7,7	7,9	7,5	-
2022-07-28	7,2	8,2	8,7	8,7	8	8,4	7,9	-
2022-08-31	7,8	8,1	8,2	8,2	8	8,4	7,8	-
2022-09-30	7,7	8	8	8	7,9	8	7,6	-
2022-10-28	-	7,7	7,6	7,6	7,6	7,6	-	-
2022-11-30	6,7	7	7,2	7,2	6,9	7,1	6,7	-
2022-12-09	-	-	-	-	-	-	-	-
2023-01-31	7,1	7,5	7,6	7,6	7,6	7,6	7,5	-
2023-02-21	7,2	7,6	7,9	7,9	7,8	7,9	7,6	7,3
2023-04-01	7,3	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,6	7,1
2023-05-09	7,8	-	7,1	-	-	-	7,6	-

4.2 Vattentillgång

4.2.1 Flöde

Mätningar för att bestämma medelhastighet, tvärsnittsytta och flöde för mätpunkterna i Rödabäck och i utloppet till dammen presenteras i tabell 13–15. K-värde hämtas från tabell 2. I tabell 16 redovisas värden på den brunnspecifika konstanten, μ .

Tabell 13. Resultat av flödesmätningar vid mätpunkten "Uppströms". Asterisk (*) indikerar att endast en tidmätning genomfördes.

Datum	Medeltid (s)	Sträcka (m)	Maxhastighet (m/s)	Tvärnittsytta (m ²)	K-värde (-)	Flöde (m ³ /s)
2023-02-21	13,6	3,0	0,22059	1,63	0,65	0,234
2023-04-01	8,02333	3,0	0,37391	1,72	0,65	0,418
2023-05-09	87*	6,37	0,07322	0,07387	0,8	0,00433

Tabell 14. Resultat av flödesmätningar vid bron 300 m söderut i figur 7. Asterisk (*) indikerar att endast en tidmätning genomfördes.

Datum	Medeltid (s)	Sträcka (m)	Maxhastighet (m/s)	Tvärnittsytta (m ²)	K-värde (-)	Flöde (m ³ /s)
2023-02-21	7,5	3,0	0,4	2,28	0,7	0,638
2023-04-01	5,8933	3,0	0,50905	2,51	0,7	0,894
2023-05-09	34*	1,5	0,04412	0,6525	0,7	0,0202

Tabell 15. Resultat av flödesmätningar vid mätpunkten "Utlopp". 2023.05.09 kunde mätningar inte genomföras då där inte var något utflöde från dammen.

Datum	Medeltid (s)	Sträcka (m)	Maxhastighet (m/s)	Tvärnittsytta (m ²)	K-värde (-)	Flöde (m ³ /s)
2023-02-21	1,70	2,25	1,323529	0,060529	0,8	0,0649
2023-04-01	1,38	2,25	2,173913	0,060529	0,8	0,105
2023-05-09	-	-	-	-	-	-

Tabell 16. Beräkning av den brunnspecifika konstanten, μ .

	Mätning 1 (2023-02-21)	Mätning 2 (2023-04-01)
μ (-)	0,86355	1,41203

Medelvärdet av de två mätningarna ger $\mu = 1,137792$.

Arean av Rödabäcks uppskattade avrinningsområdet beräknades till 10,063 km² och utgör således 18,60 % av delavrinningsområdet totala yta på 54,104 km².

4.2.2 Penman

I tabell 17 presenteras månadsmedelvärden för avdunstningen från bevattningsdammen på Gårdstånga Nygård enligt Penmans modell samt mot korrigerad värden mot årsmedelavdunstningen i Lund 1961-1978.

Tabell 17. Månadsmedelvärden för avdunstning från bevattningsdammen enligt Penmans modell mellan juni 2021 och april 2023. Asterisk () indikerar att månadsvärde för ett år presenteras, för resterande månader utgörs månadsmedelvärdet av mätningar under 2 år.*

Månad	Avdunstning, PET (mm/månad)	Avdunstning korrigerad för årsmedelavdunstning 1961-1978, PET (mm/månad)
Januari	1,05	1,29
Februari	3,19	3,92
Mars	21,4	26,3
April	54,1	66,4
Maj *	90,0	111
Juni	101	124
Juli	103	127
Augusti	77,5	95,2
September	37,2	45,7
Oktober	11,3	13,9
November	1,64	2,02
December	0,00986	0,0121
Totalt	501	616

Beräknade dygnsvärden för H , E_a , R_I , R_O , n , N , n/N , e_d , RH , e_a u_2 samt PET redovisas inte i arbetet med anledning av datans storlek. Inte heller presenteras avdunstning som beräknats utifrån molnighet. Datan finns tillgänglig via Magnus Persson på Avdelningen för Teknisk vattenresurslära vid LTH.

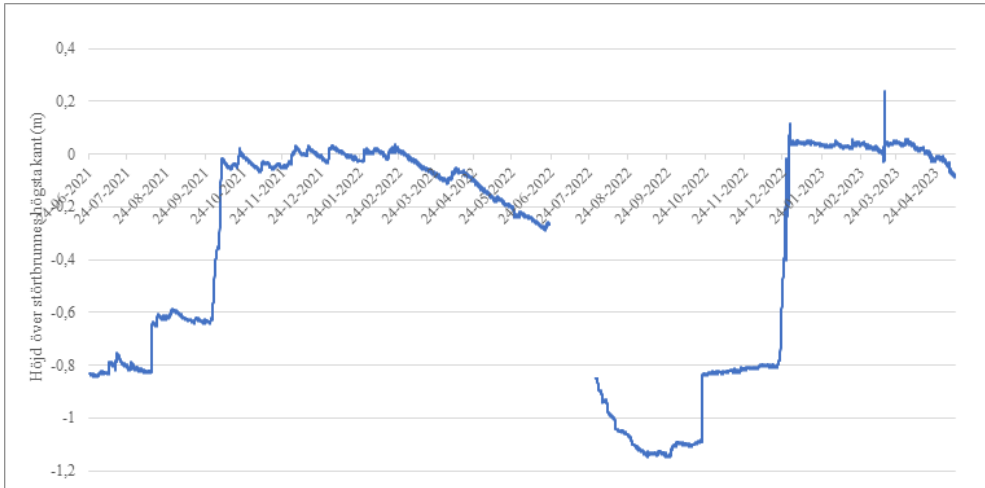
4.2.3 Vattenbalans

Nedan, i tabell 18, presenteras de summerade månadsvärdena för följande parametrar i vattenbalansen: utflöde, skillnad i magasinerad volym, nederbörd, avdunstning och inflöde. Notera att juni 2021 samt juni och juli 2022 inte är kompletta månader.

Tabell 18. Månadsvärden för utflöde, magasinerad volym, nederbörd, avdunstning och inflöde. Enkel asterisk (*) innebär mätdata för 24–30 juni 2021. Dubbel asterisk (**) innebär mätdata för 1–23 juni 2022. Trippel asterisk (***) innebär mätdata för 28-31 juli 2022.

År	Månad	Utflöde, Q _{ut} (m ³ /månad)	ΔS (m ³ /månad)	Nederbörd, P (m ³ /månad)	Avdunstning, PET (m ³ /månad)	Inflöde, Q _{in} (m ³ /månad)
2021	Juni*	0	-412	5	850	273
2021	Juli	0	1 250	5 590	4 210	-120
2021	Augusti	0	7 170	3 090	2 780	6 570
2021	September	0	915	2 360	1 520	73,4
2021	Oktober	1 460	17 300	2 990	439	16 200
2021	November	0	359	1 460	69,8	-1 030
2021	December	24 700	1 710	1 600	0,797	24 800
2022	Januari	26 900	-479	2 200	77,0	24 300
2022	Februari	32 100	-112	4 110	137	28 000
2022	Mars	39,5	-3 180	0	1 020	-2120
2022	April	0	-1 130	1 150	2 100	-184
2022	Maj	0	-3 050	2 650	3 640	-2060
2022	Juni**	0	-0,0463	1550	2650	416
2022	Juli***	0	-0,0549	0	586	1 220
2022	Augusti	0	-7 220	1 380	3 480	-5120
2022	September	0	369	2 780	1 490	-922
2022	Oktober	0	8 800	1 550	473	7770
2022	November	0	806	674	63,0	194
2022	December	27 000	29 200	2 620	0	53 600
2023	Januari	227 000	-128	4 000	7,95	223 000
2023	Februari	172 000	980	2080	121	171 000
2023	Mars	194 000	1 040	3130	705	192 000
2023	April	91 400	-1 620	716	2 270	91 300

Uppmätta värden för solintensitet och nederbörd redovisas ej. Inte heller redovisas insamlad data för vattennivå i dammen med anledning av datans storlek. Datan finns tillgänglig via Magnus Persson på Avdelningen för Teknisk vattenresurslära vid LTH.



Figur 11. Diagram som visar vattennivån höjd över störbrunnens översta kant.

5 Diskussion

5.1 Vattenkvalitet

De undersökta vattenkvalitetsparametrarna är talande för vattens beskaffenhet eftersom det från dessa går att avgöra om vattnet är lämpligt för bevattning organismer samt produktionsnivå. Det finns däremot fler parametrar som skulle kunna ge ytterligare inblick i vattenkvaliteten i bevattningsdammen och Rödabäck. Med anledning av ekonomiska skäl och tidsbegränsning har fler parametrar inte kunnat undersökas.

Inledningsvis ska det lyftas fram att missförstånd har orsakat att placeringen för mätpunkten ”Pump”, vars placering framgår av figur 6, i dataserien för vattenproverna inte är konsekvent. Vattenprover från dammen till en början samlades in i samband med EcoDiver-projektet. För dessa mätningar har en metod tagits fram som vid början av detta arbete i korthet presenterades för mig. Metoden har vidareutvecklats för målsättningen av arbetet. Trots att standardiserad metod för insamling av vattenprover eftersträvades har det visat sig att skillnader i utförande har förekommit mellan mätningar som genomförts i samband med detta arbete, från 2023.01.31 och framåt, och tidigare mätningar. Vattenprover från mätpunkten ”Pump” har vid de senaste mätningarna hämtats från dammen intill pumpanläggningen som finns i dammens strandbryn. Då vattennivån i dammen sjunkit vid det sista fältbesöket 2023.05.09 upptäcktes en tidigare dold lucka i pumpanläggningen. Högst troligen har tidigare vattenprover hämtats från vattnet som nås via luckan istället för intill pumpanläggningen. I pumpanläggningen är vattnet tämligen stillastående och vattenlevande djur påträffades i vattnet. Vattenmassorna i pumpanläggningen lär bytas ut helt då pumpen är i bruk, vid bevattning.

5.1.1 Suspenderat material och turbiditet

I bevattningsdammen på Gårdstånga Nygård och i intilliggande Rödabäck varierar koncentrationen suspenderat material mellan 0 och 59 mg/l. Enligt figur 8 antar 83 % av mätningar värden under 20 mg/l. Turbiditeten varierar mellan 0,34 och 54 NTU varav 36 % antar värden under 5 NTU och 54 % under 10 NTU, se figur 9. Vattnet utgör således till stor del klart vatten som definieras av vatten med mindre än 20 mg/l suspenderat material och turbiditet under 5 NTU. De uppmätta värdena är förväntade i naturliga vattensamlingar och lär inte inverka negativt på vattenkvaliteten eller möjligheterna att använda vattnet till bevattning.

Uppenbara säsongsvariationer framgår inte från tabell 3 och 4. Ingen framstående skillnad mellan mätvärdena från den olika mätpunkter i dammen och i

Rödabäck noteras förutom mätpunkten som kallas ”Pump”. För mätpunkten är koncentrationerna suspenderat material och turbiditet lägre vilket kan förklaras med att vattenproverna har hämtats från det tämligen stillastående vattnet i pumpanläggningen där partiklar kan sedimentera. Även vattenprover från ”dränering” har lägre koncentrationer suspenderat material och turbiditet jämfört med de andra mätpunkterna. Överflödigt infiltrerat vatten på åkern utgör dräneringsvatten. Detta vatten har således renats på sin väg genom marken och sedan letts fram i dräneringsrör varför det vattnet innehåller mindre partiklar än vattnet i dammen och bäcken.

Höga koncentrationer av suspenderat material och turbiditet verkar sammanfalla med höga utflöden från dammen till bäcken men eftersom provtagning och utflöde från dammen endast infaller samtidigt vid tre tillfällen kan teorin inte säkerställas.

Vid vissa tillfällen analyserades vattenproverna kort efter insamling och andra gånger en eller ett fåtal dagar senare. Det innebär att suspenderat material haft möjlighet att sedimentera i vattenprover som inte analyserats direkt. Ytterligare en faktor att ta hänsyn till är att det är olika personer som analyserat proverna. Även om en standardiserad metod eftersträvades kan det ha betydelse för resultatet om vattenproverna rörs om just innan analys eller inte.

Jämfört med mätdata från innan dammen anlades, se tabell 27–31 i appendix 4, är koncentrationerna suspenderat material av samma storleksordning som efter anläggning men turbiditeten har ökat sedan dammbygget. De förhöjda värdena kan vara en följd av dammbygget. Vid anläggning har jordmassor flyttats och tidigare övertäckta små jordpartiklar blivit ytliga. När vatten flödar över partiklarna kan dessa suspenderas och ge utslag på turbiditetsmätningar. Sannolikt skulle dock även koncentrationen suspenderat material följa samma trend. Hursomhelst var vattenkvalitén avseende suspenderat material och turbiditet innan dammbygget tillfredställande och trots att turbiditeten ökar anses inte dammanläggningen påverkat Rödabäck negativt.

5.1.2 Lösta salter och elektrisk konduktivitet

Av tabell 5 och 6 framgår det att koncentrationen lösta salter i som högst uppgår till 670 mg/l respektive 671 $\mu\text{S}/\text{cm}$ för den elektiska konduktiviteten. Figur 10 visar att i 77 % av vattenprovernas koncentration av lösta salter är mindre än 500 mg/l och således i dricksvattenklass. Grönsaker tillhör de grödor som kräver högst klass på vattnet, dricksvatten, men några sådana grödor odlas inte på den berörda åkermarken som bevattnas med vatten från bevattningsdammen. Den mest saltkänsliga grödan som odlas är sockerbeta som tål högst 1 500

$\mu\text{S}/\text{cm}$ under groning. Ett krav som mer än väl underskrids. Sammantaget bedöms koncentrationen av joner inte ha negativ påverkan på de bevattnade grödorna och vattensamlingen har utifrån dessa parametrar god kvalitet.

Tydliga säsongvariationer framgår inte av mätdatan. Värden från mätpunkterna i dammen har lägre värden lösta salter och elektisk konduktivitet än värden från mätpunkterna ”Uppströms”, ”Nedströms” och ”Dränering”. Detta kan vara relaterat till att vattenprover från bäcken och dräneringen visar lägre pH-värden än övriga prover. I vatten med lägre pH ökar lösligheten för vissa salter. Potentiellt fälls salter ut när vattnet flödar in i dammen och pH-värdet minskar.

Koncentrationen lösta salter varierar mellan 543 och 699 mg/l innan dammbygget och antar generellt högre värden än vattenprover som hämtats efter dammens konstruktion. Detsamma gäller för den elektiska konduktiviteten. Vatten med dessa koncentrationer lösta salter lämpar sig inte för dricksvatten men för bevattning av den saltkänsliga sockerbetan. Vattnet i Rödabäck innan dammbygget var således godtagbart för bevattning, se tabell 27–31 i appendix 4. Optimal koncentration lösta salter för de vattenlevande organismerna i området har inte klarlagts men vattnet ingår i definitionen för sötvatten. Sedan dammen anlades har en minskning av koncentrationen lösta salter noterats men förbättring av vattenkvaliteten utifrån denna parameter inte kan avgöras då vattnet var bevattningstjänligt även innan dammbygget.

5.1.3 Löst syre

Vattenproverna från 2023, tabell 7 och 8, visar liknade resultat för koncentrationen löst syre vid de olika mätpunkterna och samtliga värden är över 80 % mättnad. Antalet mätdata är för få för att göra uttalanden om säsongsvariationer. Koncentrationen löst syre i vattenprover från mätpunkten ”Pump” är mindre. Orsaken till detta kan vara att vattenproverna hämtats från den dolda luckan i pumpanläggningen. Utbytet av vattnet i anläggningen är begränsat och de vattenlevande organismerna som påträffades i utrymmet konsumerar syre varvid koncentrationen syre sjunker. Koncentrationen löst syre i restende delar av dammen och bäcken, förutom ”Pump”, är tillräckligt höga för att utgöra kvalificerad miljö för organismer, god vattenkvalitet och lämpligt för bevattning. Vid pumpning förväntas vattnet i pumpanläggningen att bytas ut med vatten från dammen varvid den låga koncentrationen löst syre i detta vatten inte utgör ett problem inte heller för de bevattnade ytorna eftersom volymen i pumpanläggningen är liten. Det är anmärkningsvärt att många vattenlevande djur påträffas i pumpanläggningen trots att koncentrationen löst syre, spekulativt, är lägre här.

I vattenproverna från bäcken innan dammbygget, se tabell 27-31 i appendix 4, uppges totalt sett något lägre koncentrationer löst syre, mellan 9,59 och 13,02

mg/l, än vad mätdata från efter bygget visar, förutsatt att mätdata från mät-punkten ”Pump” fränses. De vattenlevande organismerna förväntas inte ha påverkats negativt av de något lägre koncentrationerna och vattenkvaliteten är att betrakta som god. Avseende löst syre har dammbygget således inte haft negativ påverkan på vattenkvalitén i Rödabäck.

5.1.4 Kväve och fosfor

De uppmätta koncentrationerna totalkväve och -fosfor som presenteras i tabell 9 och 10 resulterar i att vattnet i dammen och bäcken anses ha hög tillgång på näring. Orsaken är att koncentrationerna 1,5 mg/l totalkväve och 0,075 mg/l, totalfosfor, från tabell 1, överskrids i de flesta fall. Avloppreningsverket i Perstorp renar mer förorenat vatten och har flera reningssteg trots det anses gränsvärdena jämförbara med utsläppet av kväve och fosfor från Rödabäck. Gränsvärdena för reningsverket finns för att skydda recipienten vilket också är ett av bevattningsdammens syften.

Enligt tabell 9 erhålls de högsta värdena totalkväve för bäcken i november 2021 och för dammen i januari 2022. Data från mätpunkten ”Pump” anger avvikande värden jämfört med resterande mätdata. Detta kan orsakas av att kväveavgången av det inneslutna vattnet i pumpanläggningen är begränsad. Inte vid något tillfälle då vattenprover för totalkväve tagits har vatten flödat ut från dammen. Detta framgår av data som finns tillgänglig via Magnus Persson vid Avdelningen för teknik vattenresurslära på LTH samt av figur 11 i vilken positiva värden innebär att vatten når över dammens översta kant och utflöde sker. Då det inte flödar ut vatten från dammen kan dammens reningseffekt inte utvärderas även om det kan konstateras att koncentrationen totalkväve generellt sett är högre i bäcken än i dammen. Detta tyder på att kväve avgår från vattnet när det uppehålls i dammen. Koncentrationen totalkväve i dammen understiger vid samtliga tillfällen gränsvärdena för Perstorps avloppsreningsverk. Endast i november 2021 och januari 2022 överskrids gränsvärdena i bäcken men för båda dessa noteras lägre värden ”Nedströms” än ”Uppströms” vilket indikerar att upptag sker i bäcken och potentiellt kan gränsvärdena uppnås innan vattnet i Rödabäck når havet.

De högsta värdena totalfosfor uppmäts i augusti 2021, juli och augusti 2022 samt november 2022, se tabell 10. Vid höga koncentrationer totalfosfor uppströms dammen noteras en minskad koncentration i vattenprover från dammen samt nedströms. Det innebär att näring har tagits upp i dammen men även i bäcken eftersom inget vatten flödade ut från dammen vid mätningarna. Vid lägre koncentrationer totalfosfor noteras inte samma effekt då det inte sker minskning av totalfosfor i dammen jämfört med ”Uppströms”. Jämfört med

gränsvärdena för Perstorps avloppsreningsverk är koncentrationerna totalfosfor i juli och augusti 2021 samt juli, augusti och november 2022 inte acceptabla. Tidvis uppgår koncentrationerna till mer än dubbla det för avloppsreningsverket tillåtna värdet. Vid andra tillfällen uppmäts koncentrationer på 0,3 mg/l eller lägre.

De höga koncentrationerna totalfosfor sammanfaller med betydande nederbörds mängd dagarna innan insamling av vattenprov varvid högt flöde kan återsuspendera sedimenterad inaktiv fosfor. Betydande nederbörd faller dock även dagarna innan låga koncentrationer uppmäts. Det är anmärkningsvärt att snarlika koncentrationer mäts upp på olika ställen i dammen och bäcken trots att omsättningen av dammen bör vara liten då inget vatten flödade ut från dammen vid de tillfällen vattenprover hämtades och inflödet är förhållandevis litet. Variation av totalkväve och -fosfor i bäcken och dammen kan bero på tidpunkt för gödsling av åkermarker och när nederbörd som orsakar näringsläckage faller. De lägsta värdena av totalkväve erhålls sommaren 2022. Det kan spekuleras om detta är en följd av att ekosystemet i dammen vid denna tidpunkt etablerat sig och effektivt avskiljer kväve från systemet, jämfört med sommaren 2021 då koncentrationerna var högre.

Mätningar i februari 2020 gav de högsta värdena på koncentration totalkväve uppmätta innan dammens konstruktion, mellan 20,0 och 20,6 mg/l, tabell 27 i appendix 4. I maj 2020 uppmättes det lägsta och högsta värdet till 6,3 respektive 12,8 mg/l, tabell 31 i appendix 4. Mätningarna för totalfosfor var så låga att värden inte kunde presenteras, tabell 27–31. Enligt tabell 1 var produktionsnivån i bäcken 2020 hög. Jämfört med gränsvärdena för Perstorps avloppsreningsverk är vattnet i Rödabäck acceptabelt bortsett från två värden i februari som överstiger 20 mg/l totalkväve. Utlåtandet förutsätter att metoden som använts för att analysera koncentrationen totalfosfor registrerar värden mindre än 0,3 mg/l.

Det har inte utförts analys av totalkväve och totalfosfor under månaderna februari till maj sedan efter dammens konstruktion varför det inte går att jämföra månadsvärden. Analys av vattenprover från januari 2022 samt juni 2021 och 2022 har däremot utförts och dessa visar koncentrationer mellan 17,5 och 17,83 mg/l i januari och mellan 2,3 och 13,4 mg/l i juni (frånsett värden för mätpunkten ”Pump” vars värden inte avspeglar dammens resterande delar), se tabell 9 och 10. Koncentrationerna totalkväve var således lägre i januari efter dammens konstruktion än i februari innan dammbygget. Effekten av näringsupptagning varierar med säsong och sämre effekt förväntas på vintern. Då det saknas vattentemperaturdata från februari 2020 går det inte att avgöra om skillnaden i koncentration beror på högre vattentemperatur i januari 2022 än februari 2020 eller dammens reningsförmåga. I maj 2020 samt juni 2021 och 2022

är det större variation i värdena varvid medelvärde jämförs. Medelkoncentrationen totalkväve i maj 2020 är 8,4 mg/l och motsvarande värde för vattenprov från dammen (ej ”Pump”) från juni 2021 och 2022 är 5,8 mg/l. Medelvattemperaturen i samband med mätningen i maj 2020 uppgick till 11,3 °C, tabell 31 i appendix 4. Månadsmedelvärdet av vattentemperaturen i juni 2021 och 2022 är ungefär 16 °C. Lägre koncentration totalkväve i dammen kan således motiveras av högre vattentemperatur och/eller reningseffekt i dammen.

Mätningar av totalfosfor från innan dammens konstruktion gav inget resultat för att koncentrationerna var för låga. Efter dammbygget uppgår koncentrationerna till mellan 0,05 och 1,1 mg/l. Förutsatt att analysmetoden, och dess mätintervall, för totalfosfor var samma för vattenproverna 2020 som 2021 och 2022 har koncentrationen totalfosfor ökat.

Av tabell 11 framgår massan totalkväve och totalfosfor som har flödat in i dammen mellan juni 2021 och november 2022 med avbrott i juni och juli 2022. Massan totalkväve som har flödat ut från dammen via utloppet sammanlagt med massan som tagits ut i samband med bevattning är mindre än vad som flödat in. Då vattennivån i dammen var ungefär -0,8 m i både juni 2021 och november 2022 kan det innebära att kväve har tagits upp eller avgått via ekosystemtjänsterna i dammen. Mer fosfor än vad som enligt beräkningarna har flödat in i dammen har flödat ut eller tagits ut för bevattning innebär att dammen inte är effektiv på fosforupptag. Samtliga värden är förenade med osäkerheter eftersom beräkningarna baseras på vattenbalansen, läs mer i avsnitt 5.2.3 Vattenbalans. Det ska påtalas att inverkan av dräneringsvattnet som lär ha högre näringskoncentrationer inte tagit hänsyn till i beräkningarna.

Vidare är massan transporterad totalkväve i Rödabäck är 100 gånger större än massan transporterad totalfosfor trots att skillnaden i koncentration är närmare storleksordningen 10. Höga koncentrationer totalkväve uppmättes då flödet i bäcken var stort alternativt då det gick lång tid mellan mätningarna, se tabell 21, varvid stor massa totalkväve erhöles. Koncentrationen totalfosfor antog vid dessa tillfällen låga värden. Fler mätningar av totalkväve och totalfosfor under mätseriens gång hade också bidragit till mer tillförlitligt resultat.

5.1.5 pH

Vattenprover från dammen och den intilliggande bäcken gav samtliga pH-värde mellan 6,7 och 8,6 förutom vid ett tillfälle då mätpunkten ”Pump” gav värdet 9,78, se tabell 12. Detta vattenprov lär ha hämtats från pumpanläggningen. Det tämligen stillastående vattnet har således exponerats för det nygjutna betongfundamentet som potentiellt kan ha orsakat det högre pH-värdet. Vatten i bäcken uppströms och nedströms dammen samt dräneringsvattnet har något lägre pH-värde än vad som uppmättes i dammen. Orsaken till detta kan

vara att det rinnande vattnet till större del utgörs av nyligen fallen nederbörd som har högre koncentration kolsyra och därmed lägre pH. Vattnet i dammen kan ha lägre koncentration kolsyra till följd av fotosyntetiserande organismer. Alternativt medför sedimentet i dammen att vattnet innehåller mer joner som har basisk effekt. Oavsett anses spannet för pH-värdet i vattenproverna vara tillfredställande då de flesta organismer föredrar pH-värden mellan 6,5 och 8,5.

Innan dammens konstruktion understeg vattenprovernas pH-värde inte 8, se appendix 4 tabell 27–31. Vattenprover som hämtats efter dammbygget antar också pH-värde runt 8 men generellt sett är vattnet mer neutralt med pH närmre 7. Avseende pH-värde har vattenkvaliteten i Rödabäck och bevattningsdammen inte påverkats negativt av dammbygget.

5.1.6 Felkällor

Liksom mätpunkten ”Pump” är mätpunkten ”Utlopp”, se figur 6, ha flyttats sedan mätningar i samband med detta arbete påbörjades, från 2023.01.31 och framåt, jämfört med tidigare mätningar. Då luckan i pumpanläggningen inte upptäckts togs vattenprov för mätpunkten ”Pump” från vattnet i dammen intill anläggningen. Eftersom mätpunkten ”Utlopp” befann sig enligt tidigare metod vid störtbrunnen och just intill ”Pump” uppfattades det som mer rimligt att hämta vattenprov för ”Utlopp” längre bort. Vattenprov för ”Utlopp” har därför hämtats från betongröret där vattnet från dammen flödar ut i Rödabäck. Detta vatten flödar med ett högre flöde än det vid störtbrunnen och kan således medföra andra värden på vattenkvalitetsparametrar, än vad som skulle erhållas vid störtbrunnen. Hursomhelst har inte avvikande värden från mätpunkten ”Utlopp” från 2023.01.31 och framåt noterats.

Mätpunkten ”Uppströms” är placerad vid en stenbro och ett träd varvid punkten är enkel att återfinna vid upprepade provtagningar. Platsen är i realiteten inte uppströms intaget från bäcken till dammen. Sannolikt är sammansättningen av vattnet uppströms intaget och mätpunkten ”Uppströms” densamma men potentiellt skulle avvikelser kunna förekomma. Då vatten flödar in i dammen från intagspunkten är dock flödet vid ”Uppströms” oriktigt. De okända parametrarna i vattenbalansen är inflödet från bäcken till dammen samt inflöde som sker från dräneringsledning. Förutsatt att det inte mynnar ut någon dräneringsledning i bäcken kring intaget till dammen hade vattenflödet från bäcken till dammen kunnat bestämmas genom flödesberäkningar innan samt efter intaget.

Insamling av vattenprov vid mätpunkten ”Nedströms” har gjorts just invid utloppet från dammen. Vid denna plats är det lätt att ta sig ner till vattenytan och samla in prov från ”Utlopp” respektive ”Nedströms”. Då vattnet från utloppet har högt flöde blir vattnet i bäcken kraftigt omrört vid just denna punkt. För att

bättre återspegla bäckens beskaffenhet hade det varit fördelaktigt att samla in vattenprov för ”Nedströms” längre nedströms, exempelvis vid bron där mätningar av vattenflödet nedströms har utförts.

Flagmarkörer har placerats ut vid datainsamlingens början, i juni 2021. Flaggor markerade de specifika mätpunkterna. När vattenprover i samband med detta arbete skulle samlas in saknades många markörer då farit bort i vinden. Att åter placera ut flaggor skulle innebära högre kontinuitet.

Vattenprover skildrar vattnets beskaffenhet vid tillfället då provet hämtats. Kontinuerliga mätningar som utförs ofta och under lång tid är mer tillförlitliga och givande än sporadiska mätningar för att avvikelser och trender enklare upptäcks. Mätningarna som utfördes innan dammbygget, under februari till maj 2020, är få och utfördes under en kort tidsperiod. Efter dammbygget har fler mätningar utförts men främst under sommar och höst. Av denna anledning är slutsatser om vattenkvalitetens förändring sedan dammbygget osäkra. Månadsvärden har inte kunnat jämföras i vidare utsträckning och avvikande data har inte kunnat elimineras.

5.2 Vattentillgång

5.2.1 Flöde

Vid bestämning av konstanten, μ , genomfördes två mätningar av utflödet från betongröret vid mätpunkten ”Utlopp”, tabell 15. Medelvärdet av de två flödesmätningarna, tabell 16, gav $\mu = 1,137792$. Detta värde är högre än vad Hankó (1984) uppger att värdet bör anta, mellan 0,5 och 0,8. Vid den första av de två mätningarna, 2023.02.21, mättes höjden på vattennivån över störtbrunnens översta kant med hjälp av en tumstock till 0,04 m. Denna mätning gjordes således i den kritiska sektionen. Att använda en tumstock för den andra mätningen var inte möjligt med orsak av stark vind som medförde vågor på vattenytan. Istället togs en höjd fram relativt den föregående mätningen via vattennivådatan från loggaren i dammen. Flödesekvationen för störtbrunnen, ekvation (6), förutsätter att flödet är konstant och jämt vilket inte uppfylls. Med hänsyn till de felkällor som ingår i beräkningarna anses det beräknade värdet för μ som godtagbart eftersom det trots allt uppgår till samma storleksordning som det förväntade intervallet för μ .

Det har inte tagits hänsyn till kritisk sektion vid beräkningar av utflöde från dammen. Anledningen till detta är att där är två obekanta i ekvationen för kritisk sektion (7): flöde, Q , och höjd, h . För att ta fram ett förhållande mellan dessa parametrar har för få mätningar utförts. Istället har höjd utan beaktande av kritisk sektion används för beräkningar av utflöde.

I tabell 11 presenteras resultatet för massberäkning av i Rödabäck transporterad totalkväve och totalfosfor. Flödet i Rödabäck har mätts vid tre tillfällen, se tabell 13–14. Resultatet av mätningarna har jämförts med dygnsflöde som SMHI har modellerat för delavrinningsområdet. För att bestämma dygnsflödet i Rödabäck har ytan av området som avvattnas till Rödabäck uppskattas till 18,60 % av delavrinningsområdet, se figur 7. Resultatet de omskalade modellerade flödena stämmer inte helt överens med alla de uppmätta värdena i Rödabäck varför följdfelet ingår i massberäkningarna av totalkväve och -fosfor som transporterats i bäcken under mätserien. Fler mätningar av vattenflödet i bäcken bidrar till att bättre skala det modellerade flödet till Rödabäck.

5.2.2 Penman

Beräkningarna av Penmans modell, se tabell 17, resulterade i en årsmedelavdunstning på 501,54 mm då faktorn n/N beräknas utifrån solintensitet respektive 504,125 mm då n/N beräknas med molnighet i Hörby (datan finns tillgänglig hos Magnus Persson på Avdelningen för teknisk vattenresurslära vid LTH). Då de två beräkningarna gav likande resultat anses de vara likvärdiga. Avståndet mellan Hörby och Gårdstånga Nygård, 25 km, bedöms innebära tillräckliga skillnader i molnighet att beräkningarna som utförts utifrån solintensiteten anses vara det som bäst beskriver situationen för bevattningsdammen trots att skillnaderna är små. Av denna anledning har bara resultat från avdunstning härlett från solintensitet redovisats i resultatet.

Jämförs de beräknade värdena för avdunstning med årsmedelavdunstningen i Lund under åren 1961–1978, 616 mm, är dessa låga. Penmans modell är teoretisk och baseras på medelvärden av uppmätta parametrar. Således finns det diskrepans mellan de beräknade värdena och verkligheten. Mätningar över längre tidsperiod anses mer tillförlitliga varvid det bedöms befogat att korrigera de beräknade värdena med årsmedelavdunstningen för Lund. Samtidigt är det 40–60 år sedan värdena togs fram. Om klimatförändringar anses ha haft effekt sedan dess borde dagens värde vara högre än 616 mm. Tyvärr har ett uppdaterat värde inte kunnat erhållas trots efterlysning via SMHI.

5.2.3 Vattenbalans

Av tabell 18 framgår resultatet av vattenbalansberäkningen för varje månad i mätserien. Här framgår att inflöde och ökad magasinering sker under mätseriens höst- och vintermånader. Dammen når maximal volym både vintern 2021/2022 och 2022/2023 varvid utflöde följer. Under våren minskar volymen i dammen då inflödet är lågt, vatten avgår via avdunstning och utflöde sker. Allteftersom att volymen i dammen minskar avtar utflödet. Efter sommaren

2022 är vattennivån i dammen nästan 1 m under störtbrunnens högsta kant. Under hösten och vintern 2022 fylls dammen på.

Månaderna juni 2021 samt juni och juli 2022 är inte kompletta månader då vattennivåloggaren installerades 24 juni 2021 och byte av loggaren medförde avbrott i datan mellan 24 juni och 27 juli 2022. Skillnaden i magasinerad volym mellan juni 2021 och juni 2022 uppgår till 20 300 m³. Det innebär att om 20 300 m³ hade tagits ut för bevattning under tidsperioden hade vattennivån i dammen i juni 2022 motsvarat den i juni 2021, 0,8 m under störtbrunnens översta kant. Det antas att inget vatten togs ut för bevattning under perioden varvid dammen vattennivå borde öka med ungefär 0,6 m. Enligt vattennivådatan är vattennivån i dammen i juni 2022 0,2 m under störtbrunnens översta kant. Resterande del av mätserien utgör inte ett helt år men skillnaden i magasinerad volym mellan juli 2022 och april 2023 är 32 300 m³.

Det är möjligt att göra större uttag från dammen. Begränsning av bevattningstillgången utgörs av den lägsta punkten för pumpen som används för bevattning. Av projektbeskrivningen ska dammens maximala bevattning volym uppgå till 60 000 m³ (Ekologigruppen, 2020). Om mer vatten än summan av skillnad i magasinerad volym över en tidsperiod tas ut sänks vattennivån i dammen och beroende på påfyllnad av dammen, avdunstning och vatten som avgår till grundvattnet finns det risk för att hela dammen inte fylls upp till nästa bevattningssäsong. Dock uppgår den totala volym som flödat ut från dammen via störtbrunnen under perioden juni 2021 till juni 2022 till 85 000 m³ varvid hela dammen hade kunnat fyllas. Motsvarande volym för perioden juli 2022 och april 2023 är 711 000 m³.

Enligt markägare Gustaf Ramels medarbetare Christian Hansson³ har bevattning med vatten från dammen inträffat två gånger sedan dammens färdigställande. Vid båda tillfällena bevattnades 24 ha mark med 25 mm vatten vilket motsvarar 6 000 m³ per bevattningstillfälle. Med hänsyn till storleken på uttagen borde bevattningstillfällena kunna bestämmas utifrån vattennivådatan men detta har inte lyckats. Inte heller har datum bekräftats av Christian Hansson inom tidsramarna för detta arbete. Det är troligt att uttaget ägde rum under tiden vattennivåloggaren var ur funktion. Under dessa cirka 30 dagar minskade vattennivån i dammen med 0,367 m vilket motsvarar ungefär 12 000 m³. Tidigare i vattennivådatan har en så stor minskning inte registrerats på så kort tid.

³ Christian Hansson, medarbetare på Gårdstånga Nygård. Mejlkonversation, 4 maj 2023.

Det är anses vara en rimlig spekulation av att de två bevattningsstillfällena utspelade sig mellan 24 juni och 27 juli 2021. Av denna anledning ingår inte bevattning i vattenbalansen.

Den okända parametern i vattenbalansen, inflödet Q_{in} , utgörs av dräneringsvatten och vatten som tas in från Rödabäck. Vid beräkning av inflödet erhålls positiva respektive negativa värden, se tabell 18. De positiva värdena indikerar på att vatten tillförs dammen. Negativa värden ska enligt teorin inte förekomma. I praktiken skulle negativa värden kunna förklaras med att vatten rinner tillbaka i dräneringsledningarna och/eller intaget från bäcken till dammen. Alternativt är orsakas diskrepansen av att någon annan term i vattenbalansen är inkorrekt. Dränerings- och intagsledningarna är konstruerade med självfall mot dammen så endast en mindre del av vattenvolymen i dammen kan avgå denna väg.

Det beräknade utflödet från dammen är troligen större än det verkliga utflödet med orsak av följdfel från beräkningar av den brunnsspecifika konstanten, potentiell felkalibrering av vattennivådatan och att kritisk sektion inte har tagits i beaktande. Konsekvensen av överdimensionerat utflöde i vattenbalansen innebär dock mindre negativt inflöde. Avdunstning från dammen har korrigerats upp till årsmedelavdunstning i Lund år 1961–1978. Inte heller detta förklarar negativa värden för inflödet eftersom korrigeringen medför större inflöde. Nederbördsdata har erhållits via väderstationen intill dammen. Då datan jämförts med SMHIs nederbördsdata för Lund bedöms den vara riktig.

Nederbörd som faller över dammen förväntas medföra minst lika stor ökning av den magasinerade volymen. Data från vattennivåloggaren i dammen uppvisar däremot inte detta samband. Under vissa dagar i mätserien har ingen nederbörd, inget utflöde från dammen och ingen eller lite avdunstning resulterat i minskad magasinerad volym. Således försvinner vatten från dammen via en förbindelse som inte undersökts.

Då grundvattennivån i Flyinge, 5 km från Gårdstånga Nygård, jämförs med inflödet noteras visst samband varvid utbyte mellan grundvattnet och dammen inte kan uteslutas. Läckage via dammbotten är därför den mest troliga förklaringen till negativa värden på inflödet. Avståndet till grundvattenstationen samt otillräcklig kunskap om de rådande geologiska förhållandena samt arbetsavgränsning leder till att sambandet inte kan undersökas vidare. Månadsvärdena för inflödet till dammen anses beskrivande för vattenbalansen men värdena är inte tillförlitliga.

5.2.4 Felkällor

Flödet uppströms respektive nedströms dammen samt i betongröret vid utloppet från dammen till bäcken beräknades via mätning för medelhastighet och tvärsnittsytta, se tabell 13–15, vilka båda innehåller felkällor. Medelhastigheten har bestämts genom att mäta tiden det tar för ett föremål att resa en känd sträcka. Störst avvikelser förväntas när hastigheten är hög och den kända sträckan kort, det vill säga i utflödet från dammen. Tvärsnittsytan i bäcken har baserats på mätningar av vattendragets bottenprofil vilka har varit svåra att utföra med hög noggrannhet. I utloppsröret bestämdes tvärsnittsytan genom att mäta vattenprofilens största djup med en tumstock. Då tumstocken förs ned i det strömmande vattnet ändras dess form och avläsning försvåras. Felkällorna har effekt den brunnspecifika konstanten, μ , som vidare har använts för beräkningar av vattenbalansen då dessa beräkningar baseras på utflödet från dammen. Den beräknade mängden kväve- och fosfor som transporters i Rödabäck påverkas också av felkällor i flödesberäkningarna.

För kalibreringen av vattennivådatan mellan juni 2021 och juni 2022 från loggaren i dammen har värden erhållna av Ekologigruppen använts, tabell 25 i appendix 3. Dessa mätningar genomfördes 7 juli samt 24 augusti 2021 och ger att GPS-datan stämmer överens med det uppmätta avståndet mellan vattennivå och störtbrunnens översta kant varvid kalibreringen är lyckad. Uppgifterna har lämnats av Tette Alström på Ekologigruppen men hon går inte i god för dem.

Den 9 maj 2023 utfördes GPS-mätningar för att kalibrera loggaren som installerades i juli 2022, appendix 3 tabell 26. I dessa mätningar skiljer sig GPS-datan och det uppmätta avståndet mellan vattennivån och störtbrunnens översta kant med ungefär 0,01 m. Med anledning av tidsbrist var det inte möjligt att utföra mätningar vid fler tillfällen och därav finns det möjlighet att vattennivådatan från och med juli 2022 inte överensstämmer med den verkliga situationen. Under våren 2023 noterades att störtbrunnen lutar så att vattennivån över störtbrunnen högsta kant inte är homogen. Det är inte bekräftat om snedställningen är ett tillstånd som har utvecklats under tid eller varit konstant sedan dammen anlades.

7 Slutsats

Sedan anläggning av bevattningsdammen har försämrade värden för turbiditet och totalfosfor noterats. De förhöjda värdena för turbiditet anses tjänliga för naturliga vattensamlingar som Rödabäck. Koncentrationen totalfosfor har vid enstaka tillfällen kraftigt överstigit de jämförbara gränsvärdena för avloppsreningsverket i Perstorp men i övrigt är värdena acceptabla. Både koncentrationen totalkväve och -fosfor påvisar att produktionsnivån är hög. Resterande vattenkvalitetsparametrar visar ingen påtaglig förändring, alternativ förbättring, sedan innan dammbygget.

Summan av parametern skillnad i magasinerad volym som ingår i vattenbalansen för tidsperioden juni 2021 till juni 2022 utgörs av 20 300 m³. Motsvarande volym är 32 300 för perioden juli 2022 till april 2023. Ytterligare vatten kan dock tas ut då dammens maximala bevattningsvolym utgörs av 60 000 m³ enligt Ekologigruppen. Det beräknade inflödet i vattenbalansen antar negativa värden vars ursprung är oklart. I avgränsningarna för det arbete uteslöts utbyte med grundvatten. Ett antagande som visade sig vara felaktigt vilket gör beräkningarna osäkra.

8 Litteraturlista

Carlsson, L., Johansson, I., Krook, J., Käll, M., Larsson, T. & Lindmark, P. (2010). Konsekvenser för jordbrukets vattenanläggningar i ett förändrat klimat. Jordbruksverket.

<https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/konsekvenser-for-jordbrukets-vattenanlaggningar-i-ett-forandrat-klimat.html>

Dinstartsida.se (u.d.). *Solens upp- och nedgång > Lund > 2023*. Hämtat från Dinstartsida.se:

<https://www.dinstartsida.se/solen-ort.asp?id=774> [2023.04.27]

Domat (u.d.). Conversion lux to W/m². Hämtat från Domat:

<https://www.domat-int.com/en/conversion-lux-to-w-m2> (2023.05.02)

EcoDiver (u.d.) Welcome to EcoDiver project. Hämtat från EcoDiver:

<https://www.ecodiver.info/> [2023.05.05]

Ekologigruppen (2019). *Projektbeskrivning – Anläggning av bevattningsdamm på fastighet Lilla Skeglinge 1:1 och 1:3, Eslövs kommun*. [Internt material].

Ekologigruppen (2020). *Kompletterande projektbeskrivning – Anläggning av bevattningsdamm på fastighet Lilla Skeglinge 1:1 och 1:3, Eslövs kommun*. (Internt material).

Eriksson, B. (1981). Den “potentiella” evapotranspirationen i Sverige.

https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.166645!/RMK_28%20Den%20potentiella%20evapotranspirationen%20i%20Sverige..pdf

Fisher, J., & Acreman, M.C. (2004). Wetland Nutrient Removal: A Review of the Evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4), ss. 673-685.

Doi: [10.5194/hess-8-673-2004](https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004)

Fondriest Environmental, Inc. (2014). *Turbidity, Suspended Solids and Water Clarity*. Hämtat från Fondriest:

<https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/turbidity-total-suspended-solids-water-clarity/> [2023.03.22]

Formelsamlingen (u.d.). Cirkelsegement. Hämtat från Formelsamlingen

<https://www.formelsamlingen.se/alla-amnen/matematik/geometri-i/cirkelsegement> [2023.05.20]

Google Maps (2023). Hämtad från Google Maps:

<https://www.google.se/maps/@55.787638,13.3471675,774m/data=!3m1!1e3> [2023.05.18]

Hankó, Z. (1984). Chapter 3. Hydraulic Aspects of Designing Aquaculture Systems. I *Inland Aquaculture Engineering*, ss. 23-60.

Hav- och vattenmyndigheten (2019). *Övergödning*. Hämtat från Hav och vatten:

<https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning.html> (2023.03.23)

Johnston, C.A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6), ss. 491-565. Doi: [10.1080/10643389109388425](https://doi.org/10.1080/10643389109388425)

Jordbruksverket (2009). *Klimatförändringar och bevattningen*. Jordbruksverket.

<https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/klimatforandringarna-och-bevattningen.html>

Jordbruksverket (2022). *Övergödning och läckage av växtnäring*. Hämtat från Jordbruksverket:

<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring#h-Vaxtnaringslackagefranjordbruket> [2023.03.24]

Kjellström, E., Abrahamsson, R., Boberg, P., Jernböcker, E., Karlberg, M., Morel, J. & Sjöholm, Å. (2014). *Uppdatering av det klimatvetenskapliga kunskapsläget*. SMHI, Naturvårdsverket & Energimyndigheten.

<https://www.smhi.se/publikationer/publikationer/uppdatering-av-det-klimatvetenskapliga-kunskapslaget-1.81290>

Klimatanpassning (2021). *Jordbruk*. Hämtad från Klimatanpassning:

<https://klimatanpassning.se/hur-samhallet-paverkas/areella-naringar/jordbruk-1.21502> [2023.05.23]

Lantmäteriet (u.d.). Min karta. N 6183734, E 396418.

<https://minkarta.lantmateriet.se/>

Lennklev, L. (2020). *Water quality and water availability at Gårdstånga Nygård*. Kandidatuppsats, Avdelningen för Teknisk vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola.

<https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/9018891>

Liu, J.L., Wang, Z.Z., Leng, C.J & Zhao, Y.F. (2012). Explicit equations for critical depth in open channels with complex compound cross sections. *Flow measurement and instrumentation*, 24, ss. 13-18.

<https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2011.12.005>

Kreuger, J. (1986). *Kemisk vattenkvalitet vid bevattning* (rapport 149). Sveriges Lantbruksuniversitet.

<https://pub.epsilon.slu.se/3955/>

Malm, P. & Berglund, P. (2007). *Bevattning och växtnäringsutnyttjande*. Jordbruksverket.

<https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/bevattning-och-vaxtnaringsutnyttjande.html>

Mattsson, E., Andresson, J., Sabel, U., Jakowlew, G., Johansson, T. & Bollmark, L. (2018) *Jordbrukets behov av vattenförsörjning*. Jordbruksverket.

https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/ra18_18.html

Nationalencyklopedin (u.d. a). *Eutrofiering*. Hämtat från NE:

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/eutrofiering> [2023.03.28]

Nationalencyklopedin (u.d. b) *Vattnets kretslopp*. Hämtat från NE:

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/vatten/vattnets-kretslopp> [2023.04.12]

Naturvårdsverket (u.d. a) *Därför är våtmarker viktiga*. Hämtat från Naturvårdsverket:

<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/varfor-ar-vatmarker-sa-viktiga/> [2023.04.07]

Naturvårdsverket (u.d. b) *Vad är våtmark?* Hämtat från Naturvårdsverket:

<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/vad-ar-vatmark/> [2023.04.06]

NSVA (2021). Miljörapport 2021 Perstorps avloppsreningsverk, Perstorps kommun.

<https://www.nsva.se/wp-content/uploads/2020/08/miljorapport-perstorps-rv-2021.pdf>

Persson, J., Fridell, K., Gustafsson, E.-L., Englund, J.-E. (2014). *Att räkna på vatten – en formelsamling för landskapsingenjörer*. Sveriges Lantbruksuniversitet.

https://pub.epsilon.slu.se/11781/11/persson_j_etal_150203.pdf

Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. & Gale, P.M. (1999). Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), s. 83-146. Doi:

[10.1080/10643389991259182](https://doi.org/10.1080/10643389991259182)

Schroeder, E. D. (2001). *Water Resources*. I Meyers, R. A. (red.) *Encyclopedia of Physical Science and Technology*, ss. 721-751.

Shaw, E.M. (1994). *Hydrology in Practice*. 3 uppl., Taylor & Francis e-Library, ss. 263-265.

Study (u.d.). How to Calculate Mass Concentration. Hämtat från Study: <https://study.com/skill/learn/how-to-calculate-mass-concentration-explanation.html> [2023.05.22]

Stull, R. (u.d). 4.0: Vapor Pressure at Saturation. Hämtat från LibreTexts: [https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Meteorology_and_Climate_Science/Practical_Meteorology_\(Stull\)/04%3A_Water_Vapor/4.00%3A_Vapor_Pressure_at_Saturation](https://geo.libretexts.org/Bookshelves/Meteorology_and_Climate_Science/Practical_Meteorology_(Stull)/04%3A_Water_Vapor/4.00%3A_Vapor_Pressure_at_Saturation) [2023.05.04]

Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2023). *Ladda ner data om grundvattennivåer*. Grundvattennivåer för län 12 (Skåne län). Hämtad från SGU:

<https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/ladda-ned-grundvattendata/> [2023.05.22]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (2021a). *Det hydrologiska året*. Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vattnets-kretslopp/det-hydrologiska-aret-1.280> [2023.05.10]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (2021b). *Markavvattning – Så leds vatten bort*. Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/mansklig-paverkan/markavvattning-sa-leds-vatten-bort-1.89795> [2013.04.18]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (2021c). *Vattenkvalitet i förändrat klimat*. Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/vattenkvalitet-i-forandrat-klimat-1.96366> [2023.04.03]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (2022a). *Hur mäts solskenstid?* Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/stralning/hur-mats-solskenstid-1.5206> [2023.05.02]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (2022b). *Vattenbalans*. Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vattnets-kretslopp/vattenbalans-1.124695> [2023.04.09]

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) (u.d.). *Ladda ner meteorologiska observationer*. Total molnmängd (h), Hörby A. Hämtat från SMHI:

<https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer#param=totalCloudCover,stations=core,stationid=53530>
[2023.04.27]

Sveriges miljömål (u.d.). *Ingen övergödning*. Hämtat från Sveriges miljömål:
<https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/>

Sveriges vattenmiljö (u.d. a). *Minsta syrehalt*. Hämtat från Sveriges vattenmiljö:
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/minsta-syrehalt>
[2023.04.03]

Sveriges vattenmiljö (u.d. b) *pH*. Hämtat från Sveriges vattenmiljö:
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/ph> [2023.04.03]

Vattenwebben (u.d.) *Modelldata per område*. Lunds kommun, Ovan Bråån. SUBID: 159. Hämtad från Vattenwebben:
<https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [2023.05.22]

WaterAgri (b) (u.d.). *Farm constructed wetlands for water retention*. Hämtat från WaterAgri:
<https://wateragri.eu/farm-constructed-wetlands-for-water-retention-2/>
[2023.01.30]

Appendix 1

I tabell 19 och 20 redovisas tabellerade värden som används för beräkning av avdunstning med Penmans modell.

Tabell 19. Värden för viktningsfaktor $\frac{\Delta}{\gamma}$ (-) (Shaw, 1994. Värden under 0 °C över 22 °C har extrapolerats.

°C	-20	-10	0	10	20
0	0,46	0,69	0,69	1,26	2,23
0,5	0,45	0,67	0,71	1,30	2,28
1,0	0,44	0,66	0,73	1,34	2,35
1,5	0,43	0,64	0,76	1,38	2,41
2,0	0,42	0,63	0,78	1,42	2,48
2,5	0,41	0,61	0,80	1,47	2,55
3,0		0,60	0,83	1,51	2,62
3,5		0,59	0,85	1,56	2,69
4,0		0,58	0,88	1,60	2,76
4,5		0,57	0,91	1,65	2,83
5,0		0,56	0,94	1,69	2,90
5,5		0,55	0,97	1,74	2,97
6,0		0,54	1,00	1,79	3,04
6,5		0,53	1,03	1,84	
7,0		0,52	1,06	1,89	
7,5		0,51	1,09	1,94	
8,0		0,50	1,13	1,99	
8,5		0,49	1,16	2,04	
9,0		0,48	1,19	2,11	
9,5		0,47	1,23	2,17	

Tabell 20. Solstrålning, R_a , för latitud 55,8°, över året (Shaw, 1994).

Månad	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
R_a (mm/dag)	2,366	4,608	7,924	11,772	14,978	16,484	15,810	13,062	9,298	5,708	3,008	1,824

Appendix 2

Beräkning av massan totalkväve och totalfosfor som flödar in i dammen framgår av tabell 21. Koncentrationen som används i beräkningarna är den som erhållits av analyserade vattenprover från mätpunkten ”Uppströms”. Hänsyn till koncentration totalkväve och totalfosfor i dräneringsvatten som mynnar ut i dammen har inte tagits. Negativa värden är en följd effekt av negativa värden från vattenbalansen. Av tabell 22 framgår massan totalkväve och totalfosfor som flödar ut från dammen via störtbrunnen och utloppet. Volymen har sammanställts från vattenbalansen och koncentrationen har hämtats från mätpunkten ”Utlopp”.

Massberäkning för massan totalkväve och totalfosfor som togs ut i samband med bevattningsuttagen i juni och juli 2022 framgår av tabell 23. Medelkoncentrationen har beräknats utifrån resultat från de fem mätpunkterna i dammen i samband med bevattningen.

Beräkningar för att ta fram massan totalkväve och -fosfor som transporterats i Rödabäck framgår i tabell 24–25 nedan. Koncentrationen totalkväve och totalfosfor har erhållit via mätningar på två ställen i Rödabäck: ”Uppströms” och ”Nedströms”. Dessa koncentrationer presenteras i kolonnerna ”Uppströms (mg/l)” och ”Nedström (mg/l)” nedan. Medelvärde av koncentrationen för de två mätpunkterna vid periodens början och slut presenteras i kolon sju i både tabell 24 och 25. Volymen vatten som flödat i Rödabäck har beräknats från modellerat vattenflöde i delavrinningsområdet (Vattenwebben, u.d.).

Tabell 21. Massberäkning av totalkväve och totalfosfor i inflödet till bevattningsdammen utifrån vattenbalansen.

Datum	Period start	Period slut	Volym (m ³)	Medelkoncentration TN för perioden (mg/l)	Massa TN (kg)	Medelkoncentration TP för perioden (mg/l)	Massa TP (kg)
2021.06.24	2021.06.24	2021.06.24	34,0	4,86	0,165	0,239	0,00813
2021.07.09	2021.06.25	2021.07.09	576	4,18	2,41	0,446	0,257
2021.07.23	2021.07.10	2021.07.23	-227	7,46	-1,70	0,527	-0,120
2021.08.05	2021.07.24	2021.08.05	-427	10,3	-4,41	0,772	-0,330
2021.09.23	2021.08.06	2021.09.23	5 760	6,40	36,8	0,688	3,96
2021.11.24	2021.09.24	2021.11.24	16 200	12,5	203	0,150	2,44
2022.01.21	2021.11.25	2022.01.21	45 600	20,8	949	0,0635	2,90
2022.06.23	2022.01.22	2022.06.23	26 700	13,9	371	0,135	3,61
2022.07.28	2022.06.23	2022.07.28	-	5,91	-	0,643	-
2022.08.31	2022.07.29	2022.08.31	-6 340	4,79	-30,4	1,08	-6,84
2022.09.30	2022.09.01	2022.09.30	-922,	5,87	-5,41	0,659	-0,608
2022.11.30	2022.10.01	2022.11.30	7 960	7,83	62,4	0,650	5,18
					1 580		10,5

Tabell 22. Massberäkning av totalkväve och totalfosfor i utflödet till bevattningsdammen enligt vattenbalansen.

Datum	Period start	Period slut	Volym (m ³)	Medelkoncentration TN (mg/l)	Massa TN (kg)	Medelkoncentration TP (mg/l)	Massa TP (kg)
2021.06.24	2021.06.24	2021.06.24	0	3,68	0	0,235	0
2021.07.09	2021.06.25	2021.07.09	0	4,65	0	0,356	0
2021.07.23	2021.07.10	2021.07.23	0	6,16	0	0,445	0
2021.08.05	2021.07.24	2021.08.05	0	5,81	0	0,725	0
2021.09.23	2021.08.06	2021.09.23	0	3,40	0	0,633	0
2021.11.24	2021.09.24	2021.11.24	1 450	6,79	9,89	0,147	0,214
2022.01.21	2021.11.25	2022.01.21	48 300	14,6	704	0,064	3,12
2022.06.23	2022.01.22	2022.06.23	35 400	11,6	410	0,131	4,63
2022.07.28	2022.06.23	2022.07.28	0	3,68	0	0,628	0
2022.08.31	2022.07.29	2022.08.31	0	1,25	0	1,054	0
2022.09.30	2022.09.01	2022.09.30	0	0,837	0	0,639	0
2022.11.30	2022.10.01	2022.11.30	0	0,938	0	0,639	0
					1 124		7,96

Tabell 23. Massberäkning för totalkväve och totalfosfor för bevattningsuttag mellan 2022.06.23 och 2022.07.28.

Datum	Period start	Period slut	Volym (m ³)	Medelkoncentration TN i dammen för perioden (mg/l)	Massa TN (kg)	Medelkoncentration TP i dammen för perioden (mg/l)	Massa TP (kg)
2022.06.23	2022.06.23	2022.07.28	12 000	4,01	48,2	0,682	8,19

Tabell 214. Massberäkning för transporterad totalkväve i Rödabäck mellan 2021.06.24 och 2022.11.30.

Datum	Period start	Period slut	Volym vatten som flödat i Rödabäck under perioden (m ³)	Uppströms (mg/l)	Nedströms (mg/l)	Medelkoncentration för perioden (mg/l)	Massa (kg)
2021.06.11	2021.06.11	2021.06.11	660	6,38	8,58	7,48	4,93
2021.06.17	2021.06.12	2021.06.17	3 650	8,94	7,82	7,93	28,9
2021.06.24	2021.06.18	2021.06.24	3 905	4,858	6,689	7,08	27,6
2021.07.09	2021.06.25	2021.07.09	19 600	3,50	8,49	5,88	115
2021.07.23	2021.07.10	2021.07.23	15 000	11,43	12,09	8,88	133
2021.08.05	2021.07.24	2021.08.05	9 260	9,21	5,96	9,67	89,5
2021.09.23	2021.08.06	2021.09.23	47 100	3,578	3,636	5,60	263
2021.11.24	2021.09.24	2021.11.24	336 000	21,440	21,120	12,44	4 180
2022.01.21	2021.11.25	2022.01.21	1 100 000	20,210	19,360	20,53	22 500
2022.06.23	2022.01.22	2022.06.23	1 240 000	7,587	5,567	13,18	16 400
2022.07.28	2022.06.24	2022.07.28	27 500	4,23	3,41	5,20	143
2022.08.31	2022.07.29	2022.08.31	15 400	5,35	5,24	4,56	70,1
2022.09.30	2022.09.01	2022.09.30	20 100	6,391	3,752	5,18	104
2022.11.30	2022.10.01	2022.11.30	36 300	9,27	10,09	7,38	268
							44 300

Tabell 225. Massberäkning för transporterad totalfosfor i Rödabäck mellan 2021.06.24 och 2022.11.30.

Datum	Period start	Period slut	Volym vatten som flödat i Rödabäck under perioden (m ³)	Uppströms (mg/l)	Nedströms (mg/l)	Medelkoncentration för perioden (mg/l)	Massa (kg)
2021.06.11	2021.06.11	2021.06.11	660	0,272	0,208	0,24	0,158
2021.06.17	2021.06.12	2021.06.17	3 650	0,252	0,299	0,26	0,940
2021.06.24	2021.06.18	2021.06.24	3 900	0,239	0,246	0,26	1,011
2021.07.09	2021.06.25	2021.07.09	19 600	0,653	0,423	0,39	7,65
2021.07.23	2021.07.10	2021.07.23	15 000	0,401	0,339	0,45	6,81
2021.08.05	2021.07.24	2021.08.05	9 260	1,143	1,018	0,73	6,71
2021.09.23	2021.08.06	2021.09.23	47 100	0,234	0,242	0,66	31,0
2021.11.24	2021.09.24	2021.11.24	336 000	0,067	0,090	0,16	53,1
2022.01.21	2021.11.25	2022.01.21	1 100 000	0,060	0,065	0,07	77,2
2022.06.23	2022.01.22	2022.06.23	1 240 000	0,210	0,205	0,14	168
2022.07.28	2022.06.24	2022.07.28	27 500	1,075	1,051	0,64	17,5
2022.08.31	2022.07.29	2022.08.31	15 400	1,082	1,062	1,07	16,4
2022.09.30	2022.09.01	2022.09.30	20 100	0,236	0,230	0,65	13,1
2022.11.30	2022.10.01	2022.11.30	36 300	1,065	1,046	0,64	23,4
							423

Appendix 3

Nedan presenteras GPS-data som används för att kalibrera vattennivådata från loggaren som finns i dammen.

Tabell 26. Inmätning av störtbrunnen och vattennivån utförd av Ekologigruppen.

Datum	Störtbrunnens översta kant (möh)	Vattennivå (möh)
2021.07.07	51,42	50,6
2021.08.24	51,42	50,79

Tabell 237. GPS-data vid inmätning av störtbrunnen och vattennivån 2023.05.09. "Br" betecknar olika punkter på störtbrunnen.

Tagg	X (m)	Y (m)	Z (möh)
br 1	6 184 944	140 271,4	51,446
br 2	6 184 945	140 271,5	51,438
br3	6 184 945	140 271,8	51,408
br4	6 184 944	140 272,1	51,39
br4	6 184 944	140 272,1	51,387
br5	6 184 944	140 272,1	51,395
br6	6 184 944	140 271,9	51,411
vattenyta plus 72mm	6 184 944	140 271,2	51,418
vattenyta plus 72mm	6 184 944	140 271,2	51,418
vattenyta plus 72mm	6 184 944	140 271,2	51,407
vattenyta plus 72mm	6 184 944	140 271,2	51,402
vattenyta plus 72mm	6 184 944	140 271,2	51,395
br1	6 184 944	140 271,4	51,38
br1	6 184 944	140 271,5	51,436
br2	6 184 945	140 271,5	51,437
br3	6 184 945	140 271,9	51,42
br3	6 184 945	140 271,9	51,416
br4	6 184 944	140 272,3	51,404
br4	6 184 945	140 272,3	51,408
br5	6 184 944	140 272,3	51,42
br5	6 184 944	140 272,4	51,416
br5	6 184 944	140 272,3	51,409
br6	6 184 944	140 271,9	51,434
br6	6 184 944	140 271,9	51,44
vattenyta plus 73mm	6 184 944	140 271,3	51,409

vattenyta plus 73mm	6 184 944	140 271,2	51,406
---------------------	-----------	-----------	--------

Appendix 4

Vattenkvalitetsdata från Rödabäck innan bevattningsdammen på Gårdstånga Nygård anlades har utförts av Lina Lennklev när hon skrev sin kandidatuppsats vid Avdelningen för Teknisk vattenresurslära 2020 och presenteras i tabell 29–32 nedan. Mätpunkternas placering framgår av figur 12. Samtliga vattenprov testades för totalfosfor men värdena var för låga för att upptäckas och således redovisas inga värden för totalfosfor. Då ”Low” presenteras i tabellerna nedan har värdena för suspenderat material varit för låga för att detekteras. Vid mät-punkt B från mätningen utförd 2020.05.16, tabell 32, erhöles högt värde för suspenderat material. Fotsteg i bäcken som rörde upp bottensediment förmodas vara orsaken till detta. Begränsningar i mätinstrument och/eller tidsbrist har orsakat att resultat inte kunde produceras, vilket markerats med ”-”.



Figur 12. Placering av de fyra mätpunkterna för insamling av vattenprover innan bevattningsdammens anläggning (Lennklev, 2020).

Tabell 248. Mätdata från 2020.02.02 från innan bevattningsdammen anlades (Lennklev, 2020).

2020.02.07	Mätpunkt			
Parameter	A	B	C	D
Elektisk konduktivitet (μS)	-	676	589	607
Lösta salter (mg/l)	-	677	592	605
Löst syre (mg/l)	-	10,76	10,56	10,91
Supsenderat material (mg/l)	-	3	3	3
Turbititet (NTU)	-	1,12	0,86	1,31
pH (-)	-	8,05	8,25	8,45
Vattentemperatur	-	-	-	-
Total organic carbon (mg/l)	-	4,9	5,4	5,6
Totalkväve (mg/l)	-	20,1	20	20,6

Tabell 259. Mätdata från 2020.03.06 från innan bevattningsdammen anlades (Lennklev, 2020).

2020.03.06	Mätpunkt			
Parameter	A	B	C	D
Elektisk konduktivitet (μS)	567	640	585	595
Lösta salter (mg/l)	567	636	584	601
Löst syre (mg/l)	12,5	11,96	12,61	13,04
Supsenderat material (mg/l)	Low	3	Low	Low
Turbititet (NTU)	0,98	4,444	3,4	1,5
pH (-)	8,67	8,88	8,94	8,99
Vattentemperatur	5,4	5,6	5,4	5,5
Total organic carbon (mg/l)	3,8	4	5,6	3,3
Totalkväve (mg/l)	18,2	18,2	17,6	13,2

Tabell 30. Mätdata från 2020.03.07 från innan bevattningsdammen anlades (Lennklev, 2020).

2020.03.27	Mätpunkt			
Parameter	A	B	C	D
Elektisk konduktivitet (μS)	571	699	616	612
Lösta salter (mg/l)	585	699	617	614
Löst syre (mg/l)	12,4	12,18	13,02	12,97
Supsenderat material (mg/l)	6	Low	2	2
Turbititet (NTU)	8,01	1,95	6,78	5,74
pH (-)	8,26	8,24	8,43	8,37
Vattentemperatur	5,4	5,7	5,5	5,3
Total organic carbon (mg/l)	5	4,8	3,7	4,6
Totalkväve (mg/l)	17,4	14,7	16,7	17,1

Tabell 31. Mätdata från 2020.04.03 från innan bevattningsdammen anlades (Lennklev, 2020).

2020.04.03	Mätpunkt			
Parameter	A	B	C	D
Elektisk konduktivitet (μS)	610	689	628	623
Lösta salter (mg/l)	605	689	627	623
Löst syre (mg/l)	9,59	9,71	9,65	9,78
Supsenderat material (mg/l)	11	7	37	6
Turbititet (NTU)	2,76	1,38	9,61	1,15
pH (-)	8,44	8,3	8,43	8,42
Vattentemperatur	5,5	6	5,2	5,1
Total organic carbon (mg/l)	3,3	4,6	3,9	4,2
Totalkväve (mg/l)	17,4	12,5	16,8	16,9

Tabell 26. Mätdata från 2020.05.16 från innan bevattningsdammen anlades (Lennkv, 2020).

Parameter	Mätpunkt			
	A	B	C	D
Elektisk konduktivitet (μS)	545	653	560	289
Lösta salter (mg/l)	543	653	560	289
Löst syre (mg/l)	-	-	-	-
Supsenderat material (mg/l)	6	653	49	12
Turbititet (NTU)	1,2	6,18	16,6	38
pH (-)	8,23	8,41	8,28	8,13
Vattentemperatur	12,3	9	11,5	12,5
Total organic carbon (mg/l)	9,9	8	5,5	6
Totalkväve (mg/l)	8,4	6,2	6,3	12,8