

Beräkning av erosionsriskkartor för åkermark som underlag för utvärdering av skyddszoners placering

Faruk Djodjic och Hampus Markensten

SLU, Institutionen för vatten och miljö

Bakgrund

I det nuvarande landsbygdsprogrammet är det möjligt att söka ersättning för att anlägga skyddszoner på åkermark, både längs med vattendrag och i fält, så kallade anpassade skyddszoner. Syftet är att minska ytavrinningen från åkermarken till vattendrag och därmed minska förlusten av jordpartiklar och växtnäringsämnen. Även växtskyddsmedel som binds till jordpartiklar kan på så vis minska genom att skyddszonerna fungerar som en barriär mot vattendragen. Det går att söka miljöersättning för skyddszoner om zonerna ligger inom det nitratkänsliga området och om man sköter skyddszonerna enligt de villkor som ställs upp. För skyddszoner längs med vattendrag finns inga krav på vilken typ av åkermark som kan komma ifråga dvs. ingen koppling mellan risk för att ytavrinning och erosion ska uppkomma och beviljande av miljöersättningen. Anpassade skyddszoner däremot, ska ligga på erosionsbenägen mark.

Hittills har främst skyddszoner längs med vattendrag anlagts. Det finns resultat från en tidigare studie som visar att skyddszoner längs vattendrag kan vara placerade där de inte gör någon nytta, alltså där risken för erosion är låg. Den studien visar på vikten av att dels utvärdera effekten av nuvarande skyddszoner, men kanske framförallt öka kunskapen om var skyddszoner behövs i landskapet. I en annan utvärdering konstaterades att om skyddszoner placeras optimalt kan både renings- och kostnadseffektiviteten öka betydligt. Detta på grund av att man behöver en mindre zonareal i ett avrinningsområde då man placerar skyddszonerna optimalt. Det innebär att en mindre areal jordbruksmark behöver tas ur bruk, vilket medför minskade kostnader och ökad kostnadseffektivitet (kr/kg fosfor) för läckagereduktionen i zonerna.

I mars 2017 gav Jordbruksverket SLU uppdraget att modellera erosionsrisk och ta fram erosionsriskkartor. Modelleringen av erosion och framtagning av riskkartor för åkermark omfattar enligt avtalet de tre södra vattendistrikten i Sverige dvs. Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt och Västerhavet. Utöver det ska Dalälvens avrinningsområde ingå. För detta ändamål användes en erosionsmodell (Djodjic och Villa 2015) som baserar sig på högupplösta höjddata (Lantmäteriet 2014), jordartskartan för åkermark (Söderström och Piikki 2016) kombinerad med jordartskartan för övrig mark samt markanvändningskartan från PLC6 projektet (Ejhed med fl. 2016) med hänsyn tagen till betesmark.

Metodbeskrivning

Erosionsmodellen (modifierad Unit Stream Power Erosion Deposition, USPED) har blivit framgångsrikt testad för identifiering av riskområden för ytavrinning och erosion för ett område i Dalarna (Djodjic och Spännar 2012), fyra avrinningsområden i Sverige (Djodjic and Villa 2015) samt för 15 gårdar som ingår i projektet Odling i balans (Djodjic med fl. 2017). I korthet beräknar USPED rumslig distribution av erosion och deposition vid ”steady state” förhållanden av vattenflödet (dvs ytavrinningen), som kan approximeras som en funktion av uppströms bidragande area. Nettoerosion och deposition är beräknade som divergens av sedimentflöde i flödets riktning med hänsyn tagen till topografisk komplexitet både i flödets/lutningens riktning (längsprofil, profile curvature) och vinkelrätt mot flödets/lutningens riktning (tvärprofil, tangential curvature).

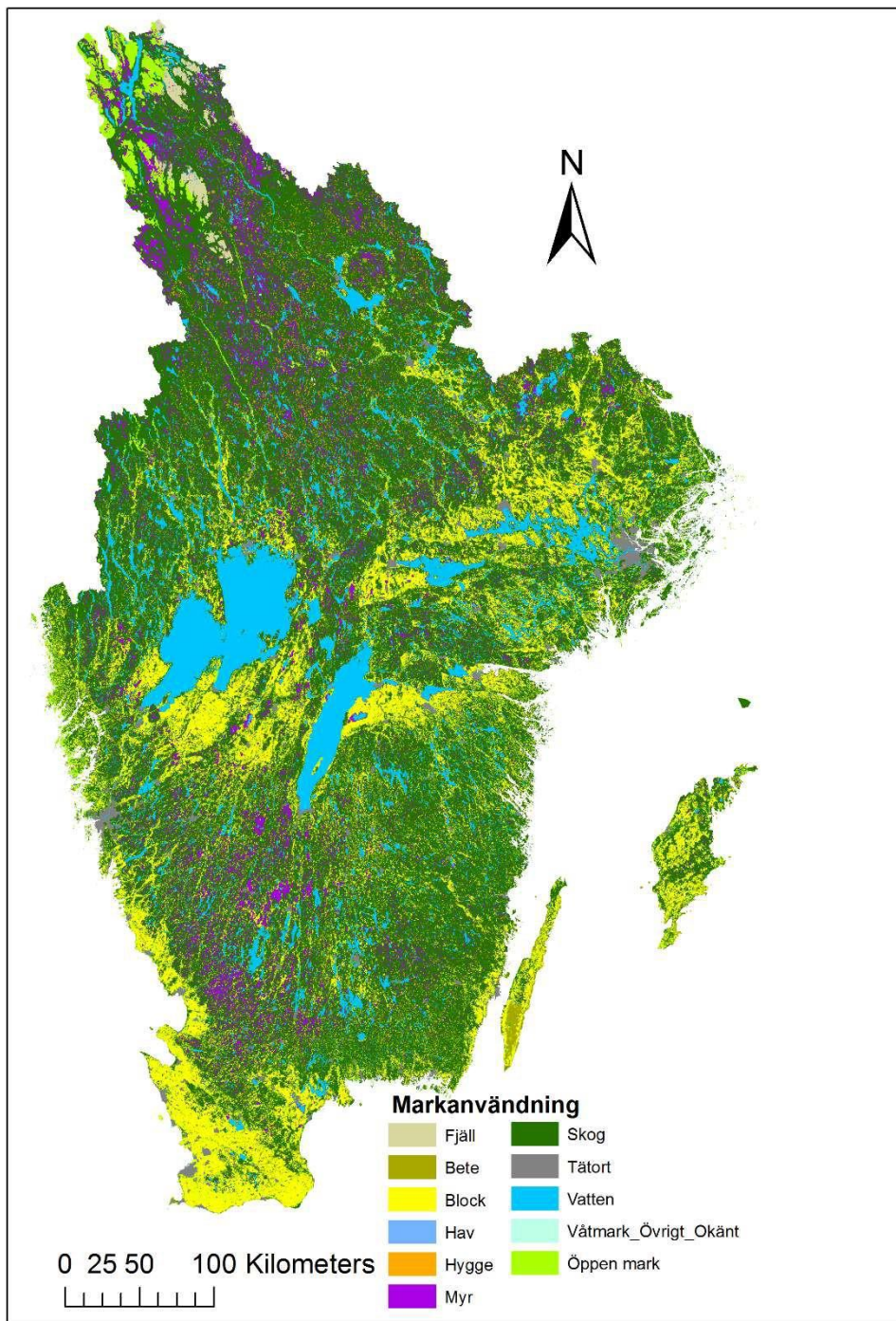
Input data

Som grunddata användes Lantmäteriets höjddata (Lantmäteriet 2014) med 2x2 meters upplösning. Den modellerade delen av Sverige (tre södra vattendistrikten i Sverige, dvs. Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt och Västerhavet, samt Dalälvens avrinningsområde) täcker 202 279 km². Den höga upplösningen och den begränsade datorprestandan styrde modelleringen, som gjordes som en iterativ process för sammanlagt 784 avrinningsområden, som i storlek varierade från <1 km² till 709 km². I övrigt används i USPED samma faktorer som i USLE/RUSLE som beskriver nederbördens och avrinningens effekt på erosion (R faktor), jordartens erosionskänslighet (K värde) samt effekten av vegetationstäcket (C värde).

Modellering av erosionsriskkartorna utfördes som en så kallad ”worst case scenario”. För det första, all åkermark modellerades i princip som barmark. Jordbruksgrödorna skyddar marken från erosionsprocesserna genom sitt vegetationstäck. Vall, som är en av de stora grödorna i Sverige, är ett exempel på en gröda som skyddar marken väl, medan risken för erosion är högre för grödor som under kortare eller längre perioder lämnar markytan oskyddad. Eftersom just riskkartorna var en huvudprodukt, gjordes antagandet att all åkermark ingår i en växtföljd, och att det är den mest känsliga perioden, det vill säga period utan vegetationstäck, som ska beskrivas med riskkartan. I detta syfte användes markanvändningskarta från PLC-6 projektet (Ejhed med fl. 2016) modifierad för att särskilja betesmark, som har ett bättre vegetationstäck och inte ingår i växtföljden, från åkermarken.

Tabell 1. Värden som beskriver vegetationstäck (C värde) för olika markanvändningskategorier

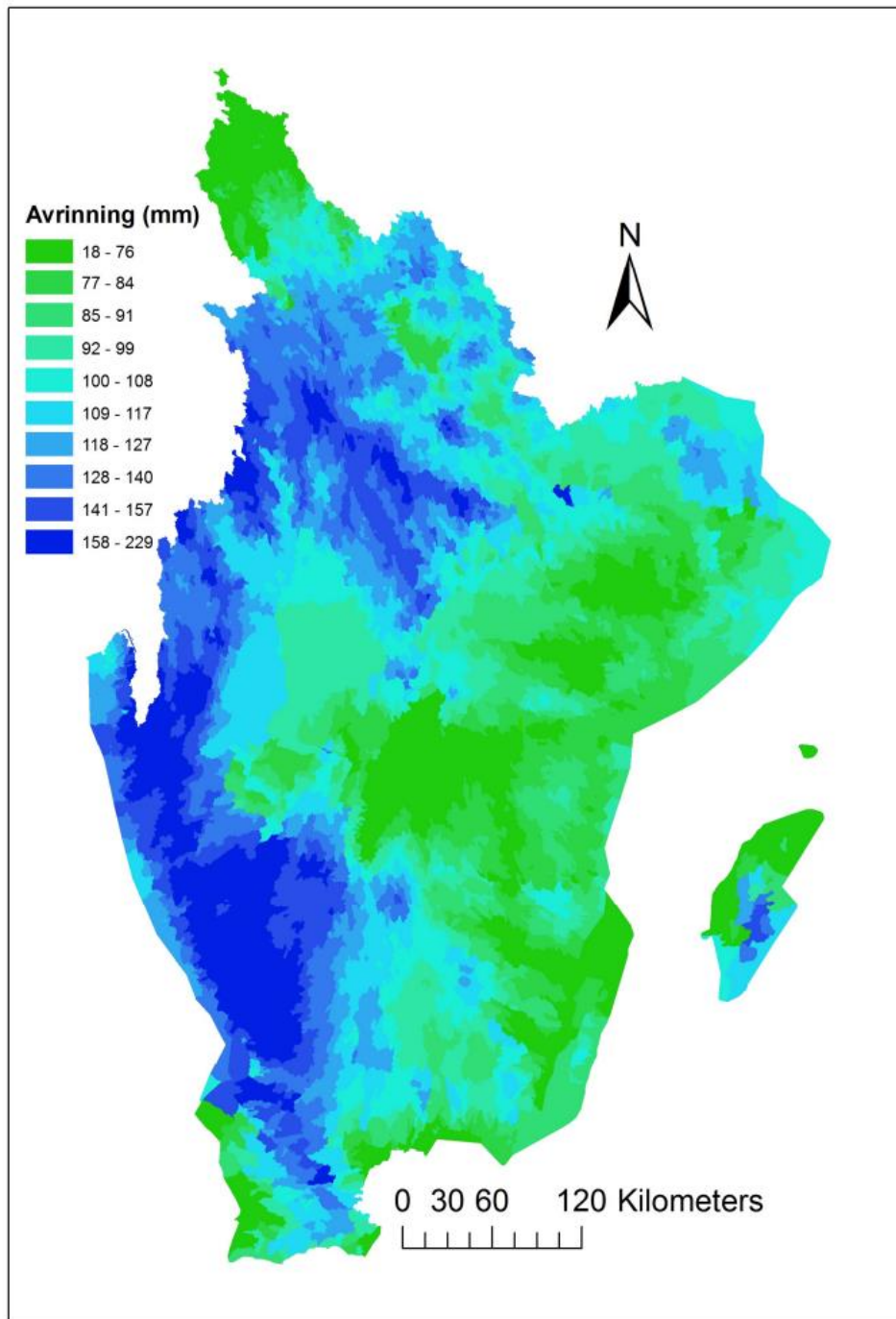
Markanvändning	C värde
Tätort	0.01
Skog	0.01
Öppen mark	0.02
Fjäll	0.01
Vatten	0.001
Hav	0.001
Myr	0.01
Åkermark block	0.6
Hygge	0.1
Våtmark övrigt	0.01
Bete	0.04



Figur 1. Markanvändningskarta

För det andra, antogs att perioden februari till och med april är den mest känsliga perioden för erosion då marken är oskyddad och snösmältningen och vårfloedesepisoder utgör en hög risk för erosion. Därför användes summan av flödet under dessa tre månader för att beskriva klimatets påverkan under extrema förhållanden. Från PLC-6 projektet (Ejhed med fl. 2016) hämtades modellerad avrinning för 7587 delavrinningsområden med samma geografiska täckning som de

modellerade områden i detta projekt. Månadsmedelvärden representerar 20-årsperioden (1994-2003).



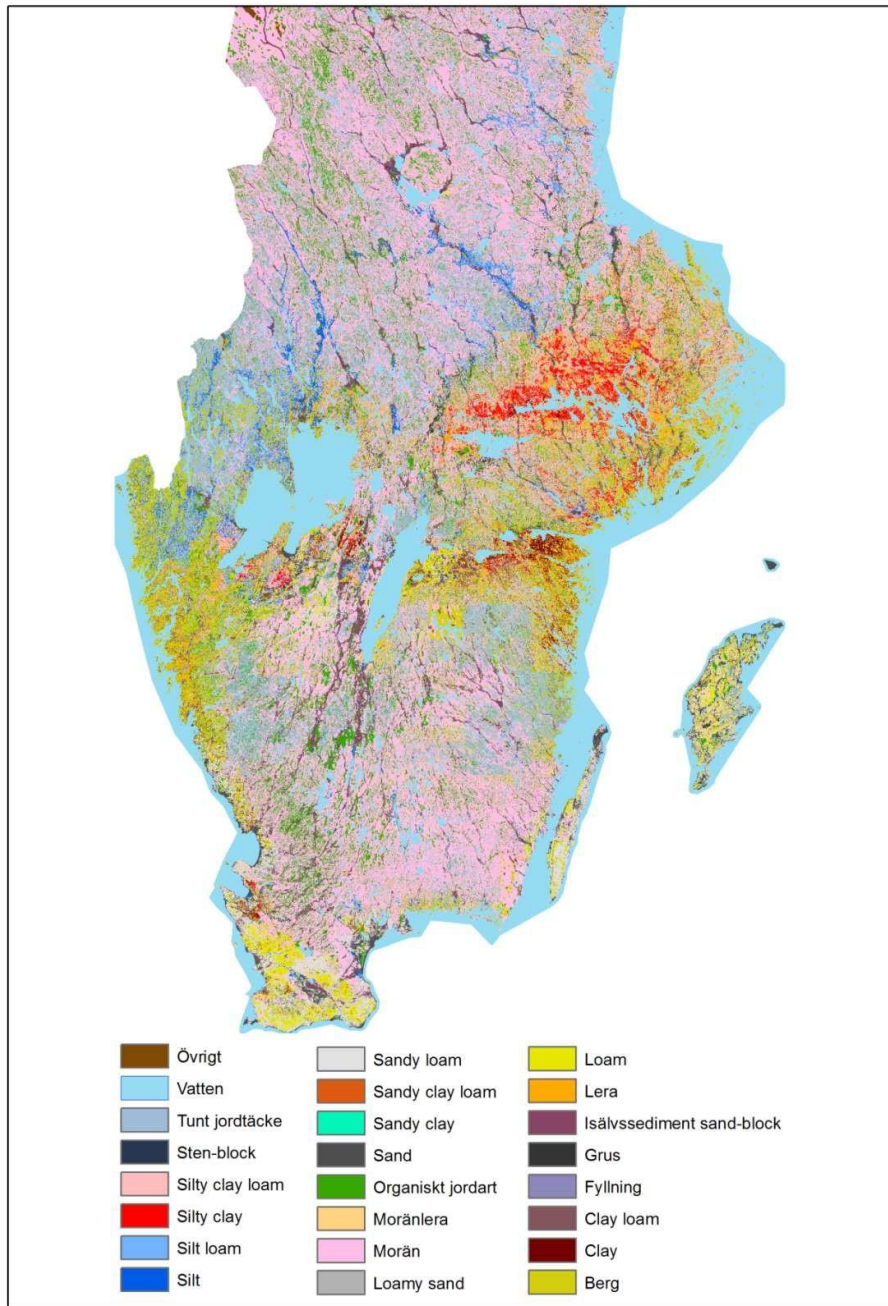
Figur 2. Medelavrinningen i mm för perioden februari-april. Månadsmedelvärdena representerar 20-årsperioden (1994-2003).

Jordartsfördelningen är också en viktig indata till modellen. För att få bästa tillgängliga karta över jordartsfördelningen användes den digitala åkermarkskartan för jordbruksmark (Söderström och

Piikki 2016) medan SGU:s jordartskarta användes för övriga markanvändningskategorier som t ex skog, öppen mark med mera. SGU har jordartskartor av olika kvalitet och upplösning i olika delar av Sverige. I detta projekt användes en jordartskarta från SGU som är en heltäckande jordartskarta med förenklad jordartsindelning där den mest högstupplösta informationen prioriterades utifrån tillgängligt underlag (Djodjic 2015).

Tabell 2. Värden som beskriver jordens erodibilitet (sårbarhet mot erosion, K värde) och permeabilitet (genomsläpplighet, P värde) för olika jordartskategorier

Jordart	Markanvändning	K värde	P värde
SAND	Jordbruksmark	0.04	0.75
LOAMY SAND	Jordbruksmark	0.09	0.65
SANDY LOAM	Jordbruksmark	0.1	0.6
SANDY CLAY LOAM	Jordbruksmark	0.15	0.55
LOAM	Jordbruksmark	0.5	0.35
SILT LOAM	Jordbruksmark	0.82	0.1
SILT	Jordbruksmark	0.9	0.1
SANDY CLAY	Jordbruksmark	0.35	0.45
CLAY LOAM	Jordbruksmark	0.67	0.2
SILTY CLAY LOAM	Jordbruksmark	0.95	0.01
SILTY CLAY	Jordbruksmark	0.82	0.05
CLAY	Jordbruksmark	0.67	0.15
Organisk jordart	Övrigt	0.01	0.75
Lera	Övrigt	0.57	0.25
Grus	Övrigt	0.02	0.75
Sten-block	Övrigt	0.02	0.2
Isälvs sediment, sand-block	Övrigt	0.02	0.75
Moränlera	Övrigt	0.3	0.3
Morän	Övrigt	0.1	0.45
Tunt jordtäckte	Övrigt	0.1	0.1
Berg	Övrigt	0.01	0.1
Fyllning	Övrigt	0.02	0.75
Övrigt	Övrigt	0.02	0.75
Vatten	Övrigt	0.001	0.99



Figur 3. Jordartsfördelningen för Sverige söder om Dalälven.

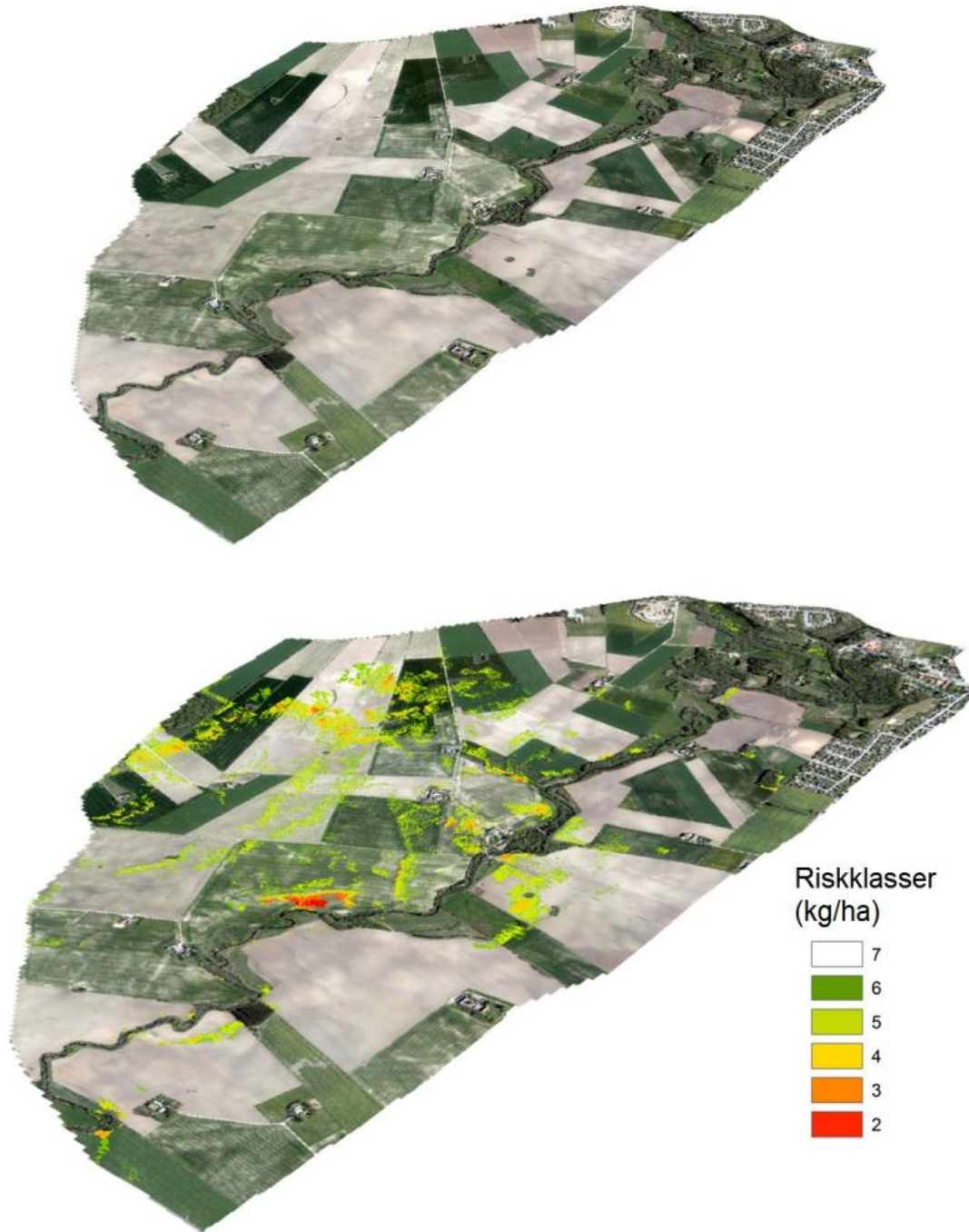
Resultat

Den totala modellerade arean (202 279 km²) och den höga upplösningen (2x2m celler) innebär att modelleringen utfördes för över 50 miljarder celler. Den modellerade arean täcker 90.4% av Sveriges jordbruksmark. Huvudprodukter från den utförda modelleringen är:

1. Riskkarta över markens sårbarhet för erosion, det vill säga potentialen för mobilisering av jordpartiklar i varje cell, uttryckt i kg/ha. De modellerade kvantitativa värdena av det tillämpade "worst case" scenariot är dock inte tillräcklig testade och validerade, och resultatvärden indelades därför i riskklasser för att illustrera de rumsliga variationerna och visa på de relativa skillnaderna mellan olika delar av fälten. Den lägsta erosionsklassen (klass 7) gjordes transparent för att bättre visualisera de övriga klasserna.

Tabell 3. Riskklasser för mobilisering av jordpartiklar i fält

Riskklass	Mobilisering i fält kg/ha
7	<5
6	5-10
5	10-50
4	50-100
3	100-250
2	250-500
1	>500

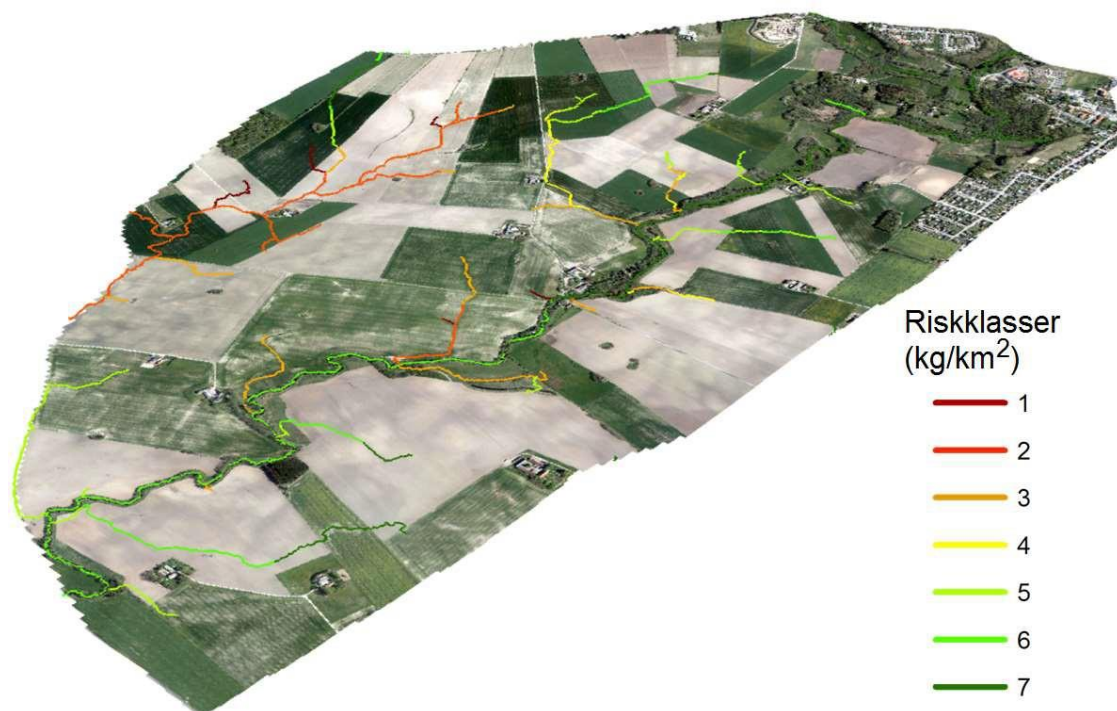


Figur 4. Litet delavrinningsområde i Halland, utan (ovan) och med (nedan) beräknade erosionsriskklasser över mobilisering av markpartiklarna i fält.

2. Riskkarta över hur de mobiliserade jordpartiklarna ackumuleras i landskapet (t/km^2) för alla celler med ett tillrinningsområde större än 5 hektar. Återigen, de modellerade kvantitativa värdena av det tillämpade "worst case" scenariot är inte tillräckligt testade och validerade, och resultatvärdena indelades därför i riskklasser för att illustrera rumsliga variationer och visa på relativa skillnader mellan olika delar av fälten.

Tabell 4. Riskklasser för flödesackumulering i landskapet

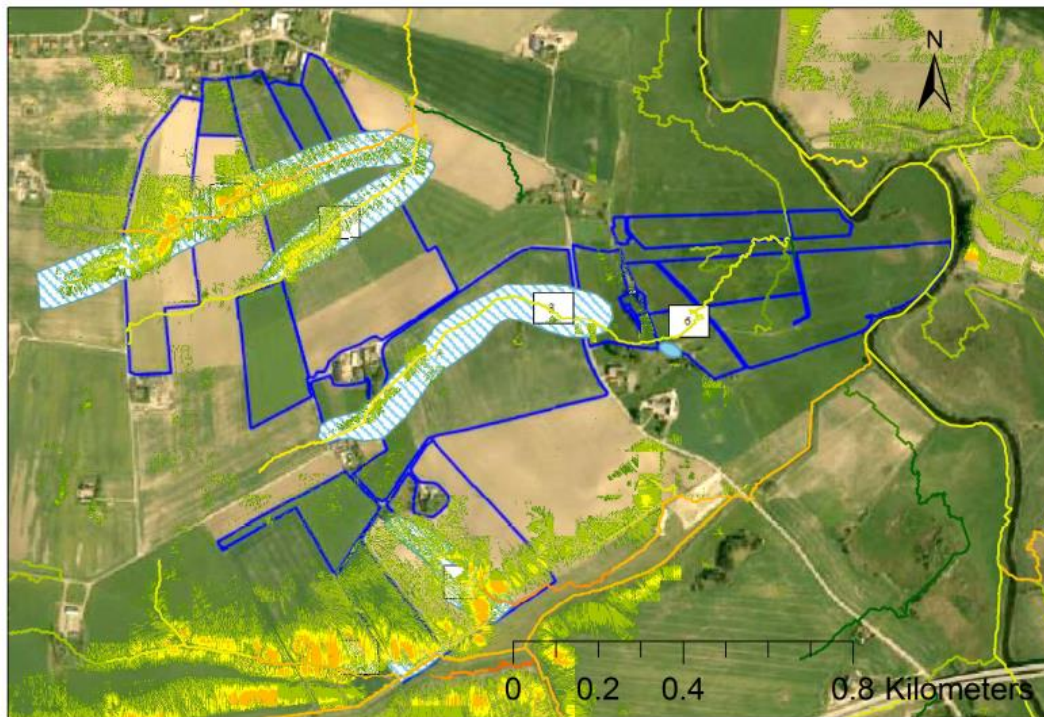
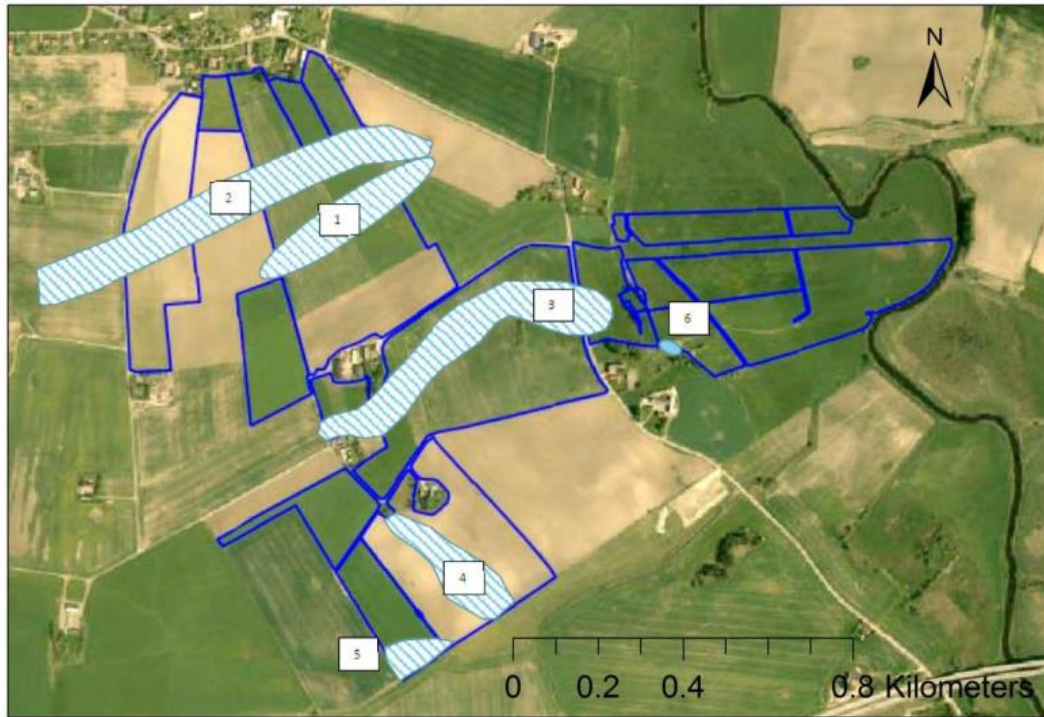
Riskklass	Flödesackumulerade värden (t/km ²)
7	<0,5
6	0,5-1
5	1,0-5
4	5-10
3	10-25
2	25-50
1	>50



Figur 5. Litet delavrinningsområde i Halland med beräknade erosionsriskklasser över flödes- och materialackumulering i landskapet.

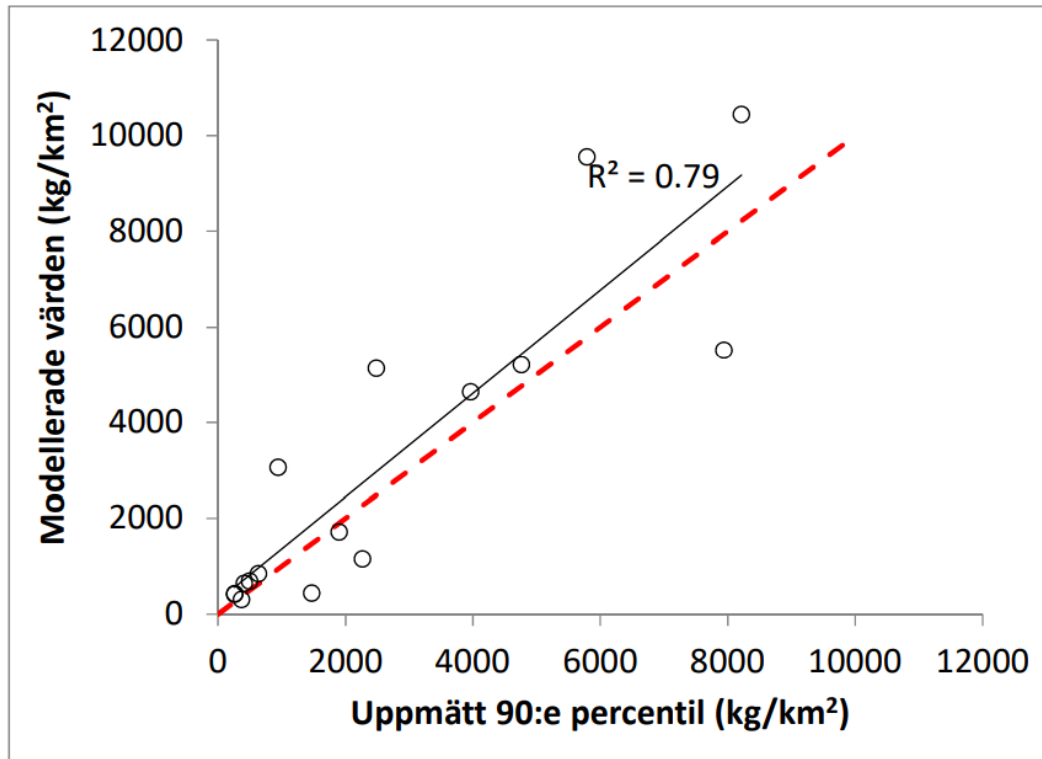
Diskussion kring resultatens användbarhet och tillförlitlighet

Projektet genomfördes i två faser. I den första fasen modellerades Vegeåns avrinningsområde med omnejd varpå det erhållna resultatet jämfördes med lantbrukarnas egna observationer av ytavrinning och erosion. Det bör betonas att jämförelsen enbart gällde den rumsliga variationen då inga uppmätta värden av erosion fanns att tillgå samt att modelleringen och lantbrukarens bedömning gjordes helt oberoende av varandra. Ett exempel på denna jämförelse återges i figur 6. Överrensstämelsen ansågs tillräcklig god för att gå vidare med modelleringen av de tre södra vattendistrikten och Dalälvens avrinningsområde.



Figur 6. Utvärdering av modellerade resultat utifrån en jämförelse med lantbrukarens egna observationer. Övre bilden: Blå polygoner är de bedömda jordbruksblock som tillhör gården i fråga. Randiga ljusblå-vita områden är av lantbrukaren identifierade riskzoner för ytavrinning och erosion. Nedre bilden: Riskklasser över erosion i fält samt över flödes- och det mobiliserade materialets ackumulering i landskapet.

Det gjordes även ett försök att utvärdera modellen i kvantitativa termer, det vill säga om de framräknade mängderna av suspenderat material är rimliga. Det måste dock beaktas att vi modellerade ett "worst case" scenario, vilket innebär att jämförelsen rakt av med uppmätta värden är svår: modellerade resultat borde vara betydligt högre än de uppmätta resultaten och snarare betraktas som erosionspotential. Därför jämfördes de modellerade resultaten med 90:e percentilen av de uppmätta månadstransporterna av suspenderat material för 16 mindre, jordbruksdominerade avrinningsområden. Den 90:e percentilen beräknades för mätperioden 2000-2016.



Figur 7. Samband mellan modellerade transportvärden och den 90:e percentilen av uppmätta transporter för 16 små avrinningsområden dominerade av jordbruksmark för perioden 2000-2016. Den streckade röda linjen är 1:1 linje.

Det finns ett starkt samband ($R^2=0.79$, $p < 0.005$) mellan de modellerade och de uppmätta transporter, vilket indikerar att modellen lyckades skilja områden med låga transporter av suspenderat material från sårbara områden där erosion och transport av suspenderat material, och till det bundna ämnen som fosfor, är mycket högre. Användandet av den 90:e percentilen för att beskriva erosionspotentialen kan förstås ifrågasättas, men med tanke på det modellerade "worst case" scenariot anser vi den vara ett bättre jämförelsevärde än t ex medel- eller medianvärden. Intressant nog, men ändå ganska slumpartat, visade det sig att den beräknade linjära regressionslinjen låg ganska nära 1:1 linje, vilket innebär att det modellerade "worst case" scenariot ligger ganska nära den valda 90:e percentilen (Figur 7).

Det är viktigt att betona att riskkartorna utgör ett discussionsunderlag och inte ett facit. De två huvudprodukterna kan vara ett underlag för diskussion kring olika motåtgärder för att minska

erosion och transport av suspenderat material, och fosfor bunden till partiklarna. Ett av användningsområdena för sådana riskkartor är att identifiera områden där erosion bedöms så låg att motåtgärderna som syftar till att minska erosions- och ytvavrinningsförluster är dömda till att förbli ineffektiva och kostsamma. Det är, om man fortfarande anser att man har betydande fosforförluster i sådana områden, bättre att fokusera på andra processer än erosion, framförallt transport av löst fosfor genom markprofilen och alla parametrar och variabler som påverkar det.

Vår hypotes är att riskkartorna över erosion i fält med fördel kan användas som diskussionsunderlag vid planering av åtgärder som syftar till att minska mobiliseringen av jordpartiklar. Exempel på sådana åtgärder är strukturkalkning där framräknade riskkartor skulle kunna användas tillsammans med lerhaltskartan för att prioritera de fält och delar av fält som behöver strukturkalkas. En sådan riskkarta skulle också kunna beaktas vid grödval och växtföljd liksom för anpassning av bearbetningsriktning och behandling av skörderester med mera.

Å andra sidan kan en riskkarta över flödes- och materialackumuleringen i landskapet utgöra ett diskussionsunderlag för motåtgärder som syftar till att förhindra transport av suspenderat material och till det bunden fosfor från fält till dike och vattendrag. Bra exempel på sådana åtgärder är både vanliga och anpassade skydds-zoner vars placering kan diskuteras utifrån de modellerade risklinjerna. Detsamma gäller placering och dimensionering av fosfordammar och våtmarker. Vid de flertal okulära bedömningar av framräknade ytvavrinnings- och erosionslinjer noterades att de oftast löper över de befintliga dräneringssystemen och ytvavrinningsbrunnarna. På ett sätt är också det ett bevis för att modellen lyckas identifiera områden sårbara för ytvavrinning eftersom installationer av ytvavrinningsbrunnar ofta är behovsstyrda. I detta fall kan skydds-zoner kring ytvavrinningsbrunnarna vara ett åtgärdsalternativ. I vissa delar av landet (t ex i Uppland) illustrerar flödesackumuleringslinjerna även möjliga flödesvägar som sträcker sig från skogsområden i högre delar av terrängen och därefter flödar över till jordbruksmark. I sådana fall skulle man kunna beakta riskkartorna vid behov av underhåll av så kallade backdiken, diken som avskärmar skogen från jordbruksfält.

Den distribuerade högupplösta modelleringen med avseende på identifieringen av flödesvägar och riskområden har nu i flera områden jämförts med fältobservationer med god överensstämmelse (Djodjic 2008; Djodjic 2013; Djodjic med fl. 2017; Djodjic och Villa 2015; Djodjic och Spännar 2012). Detsamma kan inte påstås för de kvantitativa värdena men resultaten ifrån denna studie (Figur 7) är lovande. Det finns dock ett antal redan observerade fall där de modellerade resultaten blir felaktiga på grund av brister i indata, framförallt fel i jordartskartan och i höjddatasetet.

Den digitala åkermarkskartan (Söderström och Piikki 2016) är ett bra underlag att utgå ifrån för storskaliga modelleringar som denna. Fördelen med denna karta är att eventuella missbedömningar av texturklass oftast blir begränsade till texturmässigt närliggande klasser. Det innebär att medan det finns risk att en loamy sand bedöms som sandy loam, så är risken väldigt liten att den tilldelas texturklass clay eller liknande. Därmed påverkar inte sådana felbedömningar resultaten på ett avgörande sätt, utan för det mesta påverkar det nivåerna för de beräknade kvantitativa transportvärden. Under arbetets gång noterades dock att till exempel i södra Skåne tilldelades en del av åkerarealen texturklass silt, medan i övrigt dominerande texturklasser är sandy loam och loam. Silt är en ovanlig texturklass i denna del av Sverige och eventuell felaktig bedömning påverkar resultaten av erosionsmodelleringen, med en överskattning av de beräknade transporterna

som följd. En del av sådana felaktigheter har redan åtgärdats i åkermarkskartan men den nya versionen av kartan har inte kunnats användas i detta projekt (personlig meddelande från Mats Söderström). Det är värt att notera att liknande missbedömningar i både jordartsdata och i markanvändningskartor påverkar transportmängderna men inte transportvägarna.

Å andra sidan, brister i höjddata kan påverka den rumsliga identifieringen av riskområden. Ett bra exempel på detta är när vägarna går över diken och vattendrag. I detta fall syns vägarna som upphöjda områden över vattendragen då vägtrumorna inte syns i höjddata. Vägen utgör därmed ett flödeshinder och vatten tar oftast en annan väg än den korrekta genom vägtrumman och under vägen (Eveborn och Djodjic 2015). I sådana fall skapas felaktiga flödesackumuleringslinjer och transportvägar som kan löpa även över närliggande åkermark vilket kan resultera i att felaktiga ”riskzoner” skapas där de inte borde vara. Detta är ett problem som bör lösas genom systematisk modifiering av höjddata. För mindre modelleringsområden går sådana fel att rätta till manuellt men i nuläget saknas det storskaliga lösningar för att hantera denna felkälla.

Referenser

- Djodjic, F. 2008. Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen Dalarnas län, Rapport 2008:17.
- Djodjic, F. 2013. Anpassad placering av skyddszoner i landskapet för att öka åtgärdens kostnadseffektivitet. Slutrapport.
- Djodjic, F. 2015. Jordartsfördelning och växtnäringstillstånd i svensk åkermark - Sammanställning av resultat från Jordbruksverkets nationella jordartskartering. . SLU, Institutionen för vatten och miljö: Rapport 2015:11.
- Djodjic, F., H. Elmquist, and D. Collentine. 2017. Targeting critical source areas for phosphorus losses: Evaluation with soil testing, farmers' assessment and modelling. *Ambio* 47: 45-56.
- Djodjic, F., and M. Spännar. 2012. Identification of critical source areas for erosion and phosphorus losses in small agricultural catchment in central Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B* 2013; Soil & Plant Science: 229-240.
- Djodjic, F., and A. Villa. 2015. Distributed, high-resolution modelling of critical source areas for erosion and phosphorus losses. *AMBIO* 44: 241-251.
- Ejhed, H., E. Widén-Nilsson, J. Tengdelius-Brunell, and J. Hytteborn. 2016. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014 - Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12.
- Eveborn, D., and F. Djodjic. 2015. GIS-kartering av miljöskyddsnivå för små avlopp - Ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete. JTI Rapport 2015, Kretslopp & Avfall nr 53.
- Lantmäteriet. 2014. Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 2+ GSD Geografiska Sverige Data: 19. Söderström, M., and K. Piikki. 2016. Digitala åkermarkskartan – detaljerad kartering av textur i åkermarkens matjord Institutionen för mark och miljö, Precisionsodling och pedometri, Precisionsodling, Teknisk rapport 37.