



# Studium faktorů, ovlivňujících rozvoj „vodního květu“ ve vodní nádrži Seč

Josef Holík, Sándor Forczek a Ivona Blažková

Ústav experimentální botaniky, v.v.i., Akademie věd České republiky

V této práci jsme navázali na studii z předešlých let 2012 až 2015 a ve vegetačním období roku 2016 jsme pokračovali ve sledování parametrů, které mohou mít vliv na rozvoj vodního květu v rekreační nádrži Seč. Ani v letošním roce, stejně jako v předchozích letech nedošlo k masivnímu rozmnožení populací sinic a řas. Ve zprávě referujeme o naměřených fyzikálních, chemických a biologických údajích, získaných na vodní nádrži Seč v letech 2012 až 2016 a pomocí vývoje těchto indikátorů hodnotíme rozvoj populací sinic a řas. Pro porozumění jednotlivým ukazatelům uvádíme na začátku zprávy krátký přehled o anatomii, systematice, morfologii a fyziologii sinic a o jejich potenciálním významu pro člověka. K pochopení tvorby vodního květu a k možnostem jejího potlačení dále přihlížíme k populačně dynamickým faktorům, ovlivňujícím množení sinic.

## Úvod

Nedaleko města Seč na středním toku Chrudimky v úzkém údolí mezi skalními výchozy Oheb a Vildštejn byla vybudována v letech 1924 až 1935 přehradní hráz. Vytvořená přehrada má zatopenou plochu cca 150 ha, objem 1,303 mil. m<sup>3</sup>, sběrné povodí měří 216,2 km<sup>2</sup>, průměrné množství ročních srážek je 793 mm a průměrný roční průtok je 2,41m<sup>3</sup>/s.

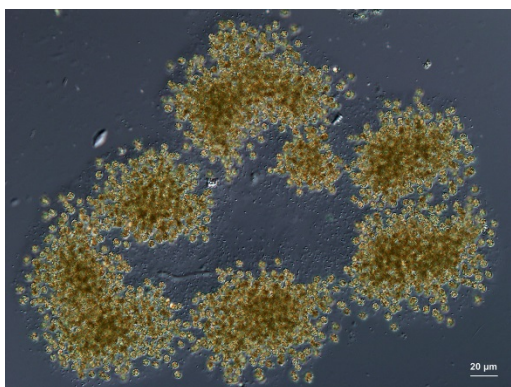
Vodní nádrž Seč není jednoduché charakterizovat, protože u vzdutí se tváří jako pomalu tekoucí mělká řeka, u hráze však vypadá jako hluboké jezero. Je jako většina našich přehrad eutrofizovaná, což znamená, že se do jejího ekosystému dostává poměrně velké množství živin. Jedná se zejména o látky obsahující dusík a fosfor.

Při nadměrném přísunu minerálních látek se při vhodných klimatických podmínkách často přemnoží fytoplankton a hladina vody se pokryje zelenými řasami a sinicemi. Některé druhy sinic se hromadí u hladiny v podobě zelené kaše nebo drobných, až několik milimetrů velkých částec, které se podobají drobnému jehličí nebo krupici. Přemnoženému fytoplanktonu se lidově říká vodní květ.

Výskyt vodního květu ovlivňují klimatické podmínky, množství dopadajícího světla a hloubka, do které světlo proniká, doba zdržení vody v nádrži, biologické interakce mezi sinicemi a jejich konzumenty a řada dalších faktorů. Nejčastěji se v našich podmínkách mírného podnebí kontinentálního klimatu vodní květy sinic vyskytují koncem léta, obvykle kolem srpna a září. Na hypereutrofizovaných lokalitách dochází k masovému rozvoji sinic a řas již v průběhu června. Vodní květy se vyskytují ve vodách s vyšší hodnotou pH, kde sinice dominují nad zelenými řasami nad pH 7,5 až do 10. V ekosystému je produkce fytoplanktonu podmíněna obsahem fosforu, dusíku, rozpuštěných organických látek, a jejich vzájemným poměrem. Dalšími faktory, které podporují rozvoj fytoplanktonu, jsou klidné, bezvětřné podmínky, slunečno a vysoká teplota spolu s počasím bez deště. Rovněž přítomnost mikroprvků a toxických elementů uvolněných ze sedimentů ovlivňuje výskyt a rozvoj vodního květu. Měď a mangan jsou pro sinice velmi toxické již v mikromolárních koncentracích, zato železo a molybden stimulují růst podporováním fotosyntézy a

zvyšováním fixace uhlíku. Výskyt vodního květu, kdy dochází k přemnožení některých druhů sinic, představuje problém především ve sladkovodních nádržích, které jsou využívány jako zdroj pitné vody a k rekreaci. Mnohé druhy sinic produkují jedovaté cyanotoxiny. Například mikrocystin, sekundární metabolit sinic, je sledovaný toxin v pitné vodě. Může způsobit vodohospodářské problémy, protože jeho odstranění ze zdroje pitné vody je značně obtížné. Cyanotoxiny je možné chemicky rozložit, např. pomocí peroxidu vodíku, nebo odstranit absorpcí na povrch aktivního uhlí, mezi novější metody patří jejich nanotechnologická deaktivace. Vyšší množství cyanotoxinů mohou vyvolat zdravotní problémy u lidí i úhyny hospodářských zvířat.

Druhy, které často způsobují kvetení vod v našich podmínkách, jsou především *Microcystis aeruginosa*, *M. ichtyoblabe*, *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *A. klebahnii*, *Anabaena smithii*, *A. crassa*, *A. flos-aquae*.



*Microcystis aeruginosa*



*Aphanizomenon flos-aquae*.

Schopnost sinic regulovat svou vertikální polohu ve vodě také nahrává tvorbě vodního květu. Vzestup je podmíněný nižší propustností světla, což nastává v případě růstu populace. Sinice, které z hloubky vystoupají, zvýší vrstvu přítomných na povrchu, sníží prostupnost světla a mohou vyčerpát živiny v epilimniu. Při nedostatku živin mohou sinice aktivně klesnout do větších hloubek, kde je zásoba živin větší a celý proces se může opakovat. Další výhodou jim poskytuje nízká býložravá aktivita zooplanktonu, především málo početná populace korýšů. Populace sinic jsou regulovány zooplanktonem.

Vodní květ se zhroutí, jakmile podmínky nejsou dostatečné na udržení biomasy sinic. Zhroucení způsobí i další faktory, obvykle vyčerpání živin ve vodě, zvýšené vertikální míchání vody, ochlazení, patogeny (např. cyanofágy), nebo zvýšená fotooxidace vystavením povrchové vrstvy extrémně intenzivnímu světlu. Po zhroucení vodního květu sinice odumřou a klesnou ke dnu. V hypolimniu probíhá bakteriální rozklad organických látek a do vody se uvolňují jedovaté látky z rozkladu sinic. Anoxické prostředí nahrává anaerobním bakteriím žijícím v sedimentu. Jejich aktivitou se ze sedimentu uvolňují nahromaděné živiny ve formě rozpustných fosfátů a amoniaku.

Umělá (indukovaná) eutrofizace, podmíněná především lidskou činností, je způsobena intenzivní zemědělskou nebo rybníkářskou výrobou, například k odchovu ryb dnes jsou využívány hnojiva organického (chlévká mrva i kejda, ročně 10-20 t·ha<sup>-1</sup>) i anorganického původu (Superfosfát - obsahuje kyselinu fosforečnou, ročně 0,3 t·ha<sup>-1</sup>), jejichž použití se povoluje a řídí zákonem. Na rozdíl od rybníků, kde hnojení je hlavním zdrojem živin s cílem zvýšit produkci ryb, ve vodárenských a rekreačních nádržích není eutrofizace vody žádoucí. Živiny, především fosfor se do vody dostává některými druhy zemědělských a průmyslových odpadních vod a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru. Z těchto odpadních vod nebývá fosfor často odstraněn.

Na úrovni EU byl zpracován návrh limitních koncentrací fosforu pro hodnocení parametrů eutrofizace a rozdělení do pěti tříd klasifikační stupnice, v jejichž názvu se přímo odráží úroveň eutrofizace.

Oligotrofní	< 10 µg/l P
Oligo-mesotrofní	10 – 20 µg/l P
Mesotrofní	20 – 50 µg/l P
Eutrofní	50 – 100 µg/l P
Hypereutrofní	> 100 µg/l P

Otázka eutrofizace je celosvětový problém. Nadměrná eutrofizace povrchových vod začala zhruba v padesátých letech dvacátého století, kdy lidská populace začala exponenciálně narůstat a kdy se započalo s intenzivní velkoplošnou zemědělskou výrobou a spolu s tím i s intenzivním hnojením zemědělských ploch a zároveň se začaly i více používat polyfosfáty v mycích a čisticích prostředcích. V současnosti se problém eutrofizace netýká pouze sladkovodních stojatých a tekoucích ekosystémů, ale rovněž světových moří a oceánů. V tropických a subtropických regionech může kvetení vod pokračovat celý rok. V České republice se kvetení vody pravidelně vyskytuje skoro na všech obhospodařovaných stojatých vodních plochách, na vodních přehradách, jezerech a rybnících.

Vlivem rozvoje vodního květu může docházet ke zdravotnímu ohrožení zvířat i obyvatelstva i k významným ekonomickým ztrátám. Jen v USA způsobí nebezpečné vodní květy finanční ztrátu ročně za více než 2 miliardy USD. Proto identifikace faktorů působících na množení sinic a kvetení vody je prioritní a nutná k vypracování strategií k ochraně obyvatelstva a prevenci proti nežádoucím účinkům.

Samotná eliminace sinic pro omezení vodního květu není možná, nejen proto, že by to představovalo problém ve vodohospodářství nebo rybní hydrokultuře, ale i proto, že znovuosídlení uvolněných biotopů je velmi rychlé. Transport fototrofních mikroorganismů v rámci jednoho povodí je snadný, ať už vodními proudy nebo pomocí jiných organismů. Je známa řada způsobů, jak mohou být přeneseny biotickými (vodní ptáci, makrofyta, člověk), i abiotickými přenašeči (např. vítr). Existují různé způsoby boje proti rozvoji vodního květu, nejúčinnější je předcházení jejich masového namnožení. K omezení eutrofizace vod je nejefektivnější nepochybně omezení přísunu živin a to především fosforu, který je prakticky vždy limitujícím prvkem. Přestože došlo v posledním desetiletí ke snížení přísunu živin z bodových zdrojů díky výstavbě nových čistíren, modernizací stávajících čistíren a také zastavením některých průmyslových provozů, je koncentrace dusíku a fosforu v povrchových vodách ještě stále vysoká. Jelikož běžné ČOV sloučeniny fosforu nezadržují a speciálními technologiemi pro tzv. dočišťování je vybaveno pouze málo čistírenských zařízení, má zatížení našich povrchových vod sloučeninami fosforu rostoucí trend, což je považováno za hlavní příčinu antropogenní eutrofizace povrchových vod. Možností, jak snížit přísun polyfosfátů z detergentů do povrchových vod, je nahradit tyto látky v syntetických pracích a mycích prostředcích zeolity.

Snížení dostupnosti fosforu je rovněž možné dosáhnout aplikací látek, které jej váží do málo rozpustné formy. Pro účely srážení se používají sloučeniny hliníku (síran hlinitý  $Al_2(SO_4)_3$ ) či železa (chlorid železitý  $FeCl_3$ ), které tvoří relativně stabilní, fosfor vázící sloučeniny, sedimentující ve formě želatinových vloček. Používání metody srážení fosforu by však mělo být omezeno pouze na ty případy, kdy v rámci obnovy povodí byly již odstraněny všechny významné zdroje přivádějící fosfor do nádrže zvnějšku.

V benthickém sedimentu hromadícím se u dna jezer je uloženo velké množství látek, které představují bohaté zásoby fosforu. Proto omezení přísunu množství živin by se

neprojevilo ihned. Ani kdybychom okamžitě začali čistit odpadní vody tak, že by žádné živiny neobsahovaly, stejně by trvalo několik let, než by se nějaký efekt projevil. Pokud se tato zásoba především fosforu uvolní v anoxických podmínkách, je přístupná pro fytoplankton. Aby toto nenastalo, je v některých případech potřeba sediment odstranit, nebo častěji jen upravit. Ošetření sedimentu v nádržích a jezerech se silnou vrstvou organické hmoty je třeba podpořit především mineralizací organické hmoty a zabránit vytvoření anoxických podmínek. Používá se tzv. kombinované chemické ošetření sedimentu sloučeninami dusíku a železa. Prvním procesem je denitrifikace, která zajišťuje konečnou oxidaci organické hmoty, při které se uvolňuje oxid uhličitý a molekulární dusík. Po vyčerpání dusíku probíhá v sedimentu desulfurizace, při které je organická hmota oxidována, dochází k redukci síranů a vzniká  $\text{CO}_2$  a sirovodík. Vzniklý sirovodík reaguje se sloučeninami železa a tvoří siřník železnatý, což vede k uvolňování fosfátů ze sedimentů. V tomto okamžiku se projeví toxický účinek volného sirovodíku, který brání životu vyšších faunistických složek bentosu. V okamžiku vyčerpání síranů (obvykle v hlubších vrstvách sedimentu) začíná proces metanogeneze, tj. produkce metanu, který se uvolňuje ze sedimentu ve formě bublin, a tím se odstraňuje uhlík ze sedimentu. Při tomto probublávání dochází k promíchávání sedimentů a k uvolňování fosforečnanů do vodního tělesa, kde zapříčiňují nadměrnou primární produkci fytoplanktonu. V praxi se obvykle používá aplikace sloučenin železa ( $\text{FeCl}_3$ ) a dusíku ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ) na povrch sedimentu, ošetření těmito sloučeninami se zpravidla provádí až v druhé části jarní cirkulace.

Vzniku anoxických podmínek je také možno zabránit provzdušňováním. Pomocí aeračních a míchacích věží je vzduch z atmosféry veden ke dnu, míchací věže zase vhánějí ke dnu vodu z hladiny. Tato metoda může vést k dobrým výsledkům, účinky se připisují omezení uvolňování vázaného fosforu ze sedimentů. Experimentálně je zkoušená metoda kavitace, při níž dochází ke vzniku a zániku bublinek na ultrazvukové frekvenci. Sinice, které mají plynové měchýřky, nevydrží efekt kavitace a hynou.

Chemickými prostředky pro omezení rozvoje řas a sinic jsou algicidní látky, které se vyznačují větší či menší toxicitou vůči jednomu nebo více druhům sinic a řas. Použití algicidních látek spočívá především v prevenci rozvoje fytoplanktonu. Nejefektivnější doba zásahu proti masovému rozvoji vodních květů sinic je na počátku jejich rozvoje, tedy ke konci fáze „clear water“. Je-li hladina nebo vodní sloupec plný kolonií sinic, které jsou v dobrém fyziologickém stavu, nemá význam takový zásah provádět. V současnosti je však používání algicidních preparátů na většině eutrofizací postižených lokalit silně omezeno, na vodárenských nádržích ze zdravotních důvodů pak zcela zakázáno.

Ekonomicky nejvýhodnější a z hlediska života ve vodách nepřijatelnější je omezování růstu vodní vegetace biologickou cestou. Jde o cílevědomé zapojení některého vodního organismu v boji proti nežádoucímu rozvoji organismu jiného, v tomto případě sinic. V přírodě mají sinice jen málo nepřátel, ale i těm se během doby naučily uniknout. Potravní vztahy trofických sítí mohou být kontrolovány limitací zdrojů nebo predací. K odstranění biomasy fytoplanktonu se používají býložravé ryby, hospodářsky významné druhy jsou amur bílý, tolstolobik obecný a pestrý, v jejich potravě byl zjištěn vysoký příjem sinic a proto mohou mít značný význam pro použití v účelových obsádkách eutrofizovaných nádrží. Mezi biologické prostředky patří i možné využití cyanofágů, což jsou viry, napadající pouze sinice. Nevýhodou je, že je zatím známo jen málo cyanofágů, přičemž chybí ty nejdůležitější, specializované právě na druhy sinic tvořících vodní květy.

Další reálnou možností ovlivnění koncentrace fytoplanktonu je kontrola interních ekologických procesů v kombinaci s omezením přísunu živin. Cílevědomé využití vztahů mezi jednotlivými složkami vodního ekosystému vede k tomu, že vytvořená biomasa fytoplanktonu je nižší, než odpovídá množství živin v nádrži a způsobuje posun ve složení fytoplanktonu. Biomanipulace může být za určitých situací úspěšná, ale sníží projevy

eutrofizace jen tehdy, když její rozhodující příčina, obvykle vysoká koncentrace fosforu, už byla odstraněna na mezní hodnoty, okolo  $0,6 - 0,8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Pokud obsah fosforu přesahuje tento práh, není biomanipulace schopna účinně snížit obsah fytoplanktonu. Biomanipulace je ovlivněna i dalšími faktory, jako je míchání, volný  $\text{CO}_2$ , pH a další. V praxi je obecným problémem dlouhodobé udržování stability takto uměle vytvořeného ekosystému. Snížení biomasy fytoplanktonu lze snáze dosáhnout v malých mělkých vodách než ve větších, stratifikovaných nádržích.

Fytoplanktonní společenstva vykazují během vegetační sezóny značnou dynamiku, kdy se mění nejen druhové složení, ale i poměr zastoupení jednotlivých skupin sinic a řas. Např. v letním fytoplanktonu dominují zelené řasy a sinice, zatímco brzy z jara se objevují především skrytěnky (*Cryptophyta*), rozsivky (*Bacillariophyceae*) a zlativky (*Chrysophyceae*). Konkrétní druhové složení fytoplanktonu je tedy odvislé od roční doby a zejména od úživnosti nádrže.

Konzumentem sinic i řas je filtrující zooplankton a vířníci, kteří se jimi částečně živí. Tyto organizmy mohou rozvoj sinic účinně omezit pouze v počáteční fázi rozvoje. Jakmile dojde k jejich namnožení, dosáhnou sinice takových rozměrů, že je zooplankton nedokáže konzumovat. Sinice nejsou pro zooplankton ideální potravou, ten dává přednost menším řasám.



Obsah střeva filtrující perloočky je složen ze zelených řas malých rozměrů

Perloočka *Daphnia magna* (Hrotnatka velká)

*Chydorus sphaericus*

Přemnožené sinice mohou ovlivnit filtrující zooplankton ucpáváním jejich filtračního aparátu nebo přímo toxicitou. Pokud je v nádrži velké množství ryb živících se filtrujícím zooplanktonem, může být populace zooplanktonu natolik zdecimována, že nestačí na účinné odstranění sinic. Nevhodně volená rybí obsádka tedy může přispět k potlačení rozvoje vodních rostlin a zooplanktonu a v důsledku toho i k růstu sinic.

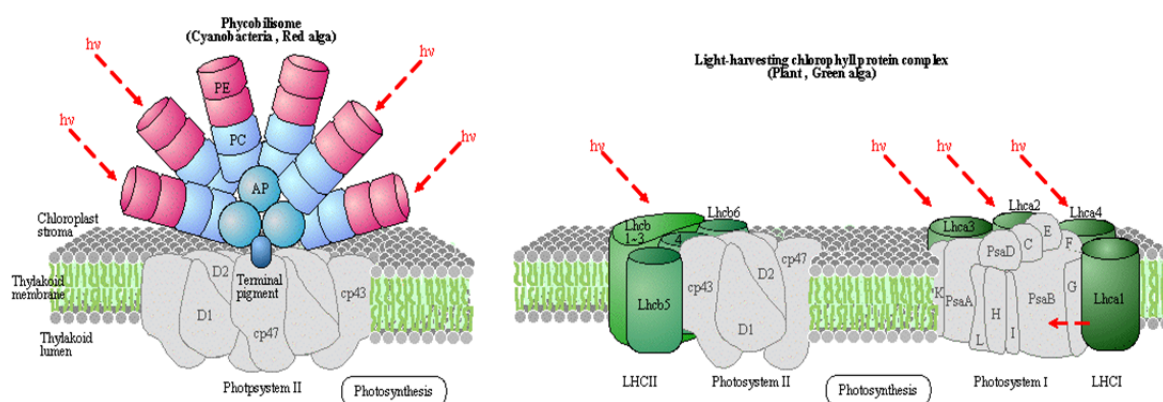
I další faktory hrají důležitou roli v kvetení vody. Jedná se o fyzikální charakteristiky vodního ekosystému, potravní a produkční vztahy v biocenózách ekosystémů atd. Například modelování populace fytoplanktonu předpovídá, že s nastávajícím globálním oteplováním i zdánlivě minimální změny počasí mohou mít významný vliv. Zvýšená teplota vzduchu silně koreluje s teplotou vody a teplejší voda prospívá především sinicím, které to snášejí lépe, než jiné druhy fytoplanktonu. V teplejší vodě produkce sinicové biomasy je vyšší i při stejném množství živin a proto může častěji a na delší dobu ovládnout daný ekosystém. Vertikální diurnální rytmus může být narušen dlouhotrvajícím větrem, čehož následkem je narušení vertikální migrace sinic ve vodním sloupci. S tím souvisí fyziologické oslabení sinic, což může omezit růst populace sinic a podpořit rozvoj jiných druhů fytoplanktonu.

## Anatomie a fyziologie sinic

K pochopení úspěšnosti sinic ve vodních ekosystémech napomáhá studium jejich těla. Sinice jsou fotosyntetická prokaryota ve skupině gramnegativních eubakterií. Liší se od rostlin se svoji primitivní buněčnou strukturou. Jejich buněčný obal tvoří slizová vrstva, složená z lipopolysacharidů, bývá vyvinuta v různé míře. Buněčnou stěnu tvoří více vrstev, které se skládají ze slizového obalu a buněčné stěny, která je z obou stran obklopena membránami. Stěna je obdobně, jako u rostlin, složená z peptidoglykanu, kde hlavní složkou je murein. Syntézu buněčné stěny znemožňuje penicilin, podobně jako u bakterií. Pod stěnou a vnitřní membránou najdeme protoplazmu, tedy živý obsah buňky, obsahující cytoplazmu, nukleoid (DNA), primitivní fotosyntetický aparát, zásobní látky, a plynové měchýřky.

Nukleoid obsahuje kruhovou molekulu DNA která je uspořádána v četných smyčkách, připojených k plazmatické membráně. Velikost genomu se značně liší od asi 1,7 milionu párů bází (rod *Prochlorococcus*) až po asi 8,9 milionu párů bází (rod *Nostoc*). Pro svou jednoduchou stavbu DNA jsou sinice vhodným materiálem pro genetické manipulace.

Fotosyntetický aparát neboli tylakoidy jsou membránou obalené ploché měchýřky uložené podél cytoplazmatické membrány či prorůstající celou buňkou. V nich jsou umístěny proteinové komplexy fotosystému I a II, kde se světelná energie mění v energii chemickou, pomocí chlorofylu a fykobiliproteinu. Povrch tylakoidů pokrývají polokulovité submikroskopické bílkovinné struktury. Tyto fykobilizomy představují hlavní světlosběrnou anténu pro fotosyntetický aparát sinic. Fykobilizomy obsahují tři druhy fykobiliproteinů: allofykocyanin, fykocyanin a fykoerytrin. Množství a výskyt jednotlivých pigmentů (chlorofyly, fykobiliproteiny a další) je druhově a fylogeneticky určující znak.



Obrázek fotosyntetického aparátu u sinic (vlevo) a řas (vpravo). Světlosběrné proteiny sinic: AP – allofykocyanin, PC – fykocyanin, PE – fykoerytrin, hv – světlo.

Dále v buňce nacházíme zásobní látky, hlavně sinicový škrob, což je polysacharid typu  $\alpha$ -1,4-glukan, nebo cyanofycinová zrnka, které obsahují dusíkaté zásobní látky (arginin a asparagin), a polyfosfátové granule, tzv. volutin, tvořené kondenzovanými ortofosforečnany. Volutin se v buňkách hromadí v době přebytku fosforu v prostředí a využívá se v období jeho nedostatku. Takto sinice překonávají kritické období vyčerpání fosforečných živin.

Četné planktonní sinice, zejména ty, které tvoří vodní květ, obsahují v cytoplazmě každé buňky až několik tisíc plynových měchýřků, které jsou zpravidla agregované do aerotopu. Měchýřky mají pevnou stěnu, a tvoří ji proteinové molekuly. Jsou jedinou známou plynem naplněnou strukturou v živých buňkách, vyskytují se pouze u sinic a u některých bakterií, snižují specifickou hmotnost buněk a umožňují vznášení ve vodě. Sinice aktivně

ovládají plyn v aerotopu, aby mohly regulovat svoji polohu ve vodním sloupci, během cirkadiálního i ročního cyklu. Denní vertikální migrační rytmus sinic ve sladkovodním prostředí byl popsán jak ve stojatých, tak v tekoucích vodách. Obecně je rytmus diurnální, migrace vzhůru začíná nejčastěji před úsvitem a migrace dolů během odpoledne, ještě v době relativně vysoké intenzity slunečního záření. Buňky z povrchu zcela nemizí ani během noci.

V případě nedostatku dusíkatých látek vytváří sinice mezi vegetativními buňkami specializované buňky, heterocyty, které jsou anatomicky odlišné, mají průzračný obsah buňky a tlustou buněčnou stěnu, často doplněnou silným slizovým obalem. V těchto buňkách probíhá fixace dusíku díky enzymu nitrogenáze, která pracuje pouze za přísně anaerobních podmínek a ze vzdušného dusíku vytváří amonné sloučeniny. Fixace dusíku jsou schopny i sinice, které heterocyty netvoří. Ty pak využívají k tomuto procesu noc, kdy je fotosyntéza minimální. Sinice jsou proto významnými fixátory vzdušného dusíku v celosvětovém měřítku a významně tak ovlivňují koloběh dusíku v přírodě.

Běžně se sinice rozmnožují dělením buněk, mohou se ale rozmnožovat i exosporami, které vznikají na konci kyjovité buňky, která je přisedlá k podkladu. Ty se pak uvolňují do prostředí. Některé vláknité sinice jsou schopny vytvářet hormogonia – krátká pohyblivá vlákna složená z několika málo buněk. Bývají bohatá na zásoby dusíku, fosforu a případně dalších látek. Hormogonia hrají významnou roli v šíření sinic pro schopnost rychlého pohybu a vysoké odolnosti. Další atypické buňky jsou akinety, které vznikají z jedné nebo více vegetativních buněk a slouží k přežití za nepříznivých podmínek.

Produktem sekundárního metabolismu sinic jsou cyanotoxiny, které patří mezi tzv. biologicky aktivní látky a jsou sinicemi uvolňovány do okolního vodního prostředí. Zde svojí přítomností ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti vody. Obecně jsou to endotoxiny a jsou toxicitější než toxiny vyšších rostlin a hub. Cyanotoxiny nejsou jen odpadní produkty metabolismu, protože sinice mají velmi konzervativní geny pro tvorbu těchto jedů. Zatím však nebylo objasněno, proč tyto toxiny sinice produkují, podle jedné z teorií jejich cílem je allelopatické omezení svých potravních konkurentů. Cyanotoxiny mohou vyvolávat silnou alergickou reakci lidí při kontaktu s vodou. Při ingestci mohou nastat závažnější zdravotní problémy, protože toxiny sinic působí neurotoxicky, paralyticky, hepatotoxicky, cytotoxicky, embryotoxicky, genotoxicky, mutageneticky, imunotoxicky a dermatotoxicky. Vyvolávají poruchy zažívacího traktu, respiračního a centrálního nervového systému, působí alergické reakce, kontaktní dermatitidy a onemocnění jater.

## **Systematika a morfologie sinic**

Z taxonomického hlediska hlavní rozdíl mezi sinicemi a řasami je, že sinice patří mezi prokaryoty (impérium *Procarya*, říše *Bacteria*, oddělení *Cyanobacteria*), zatímco řasy patří mezi eukaryoty (impérium *Eucarya*, říše *Chromista* a *Plantae*). Eukaryota už obsahují pravé buněčné jádro, endosymbiotické organely, jako mitochondrie nebo plastidy a zásadně se liší vlastnostmi jejich ribozomy. Velikost jejich buněk je také zhruba desetkrát větší (velikost sinic je obvykle 1-10  $\mu\text{m}$ ).

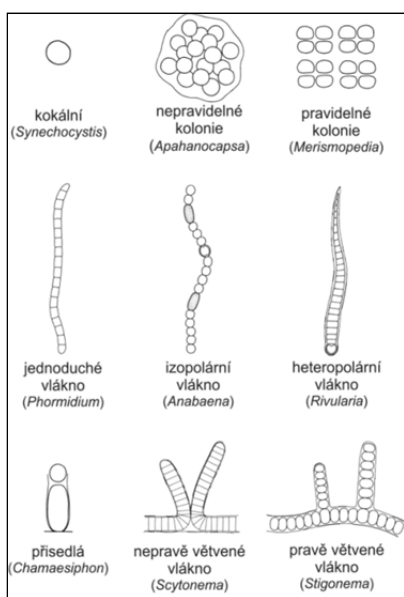
Sinice lze systematicky rozdělit podle několik znaků. První práce dělily sinice podle morfologie buněk nebo vláken či způsobu jejich dělení. Toto dodnes často používané morfologické rozdělení sinic rozlišuje kokální nebo vláknité formy, a dále určujícím znakem je větvení a přítomnost heterocyt. Systematických zařazení sinic se dodnes mění, protože novější klasifikace je založena na markerech DNA tj. molekulární taxonomii v kombinaci s morfologickými a ultrastrukturálními znaky, ekologií a geografickým rozšířením. Fylogenetické studie se provádějí především na základě ribozomální DNA (16S rDNA gen) a tvoří tak monofyletické skupiny. Proto se často zmiňují nebo uvádějí pouze rodová jména sinic. Podle fosilních nálezů měly cyanobakterie významný podíl na



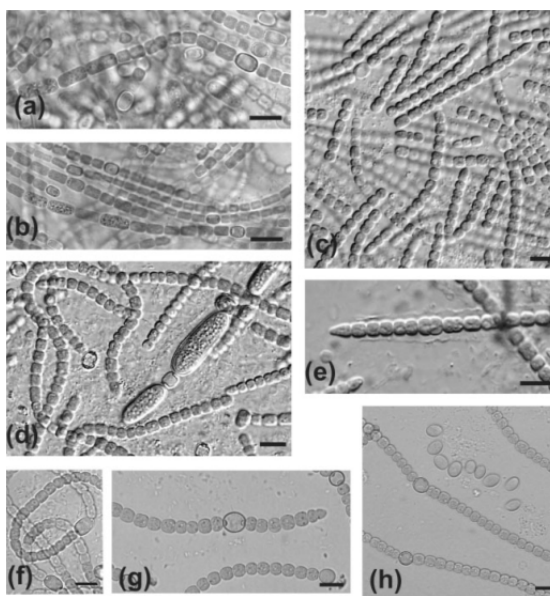
vytvoření kyslíkaté atmosféry na Zemi, objevily se v prekambriu před 3,5-2,5 miliardami let a před 2 miliardami let se staly dominující skupinou organismů na Zemi. Vlastní vývoj cyanobakterií souvisí s anaerobními fotosyntetizujícími bakteriemi (chlorobakterie a purpurové bakterie), které jsou považovány za jejich předky. Samotné cyanobakterie však představují slepou vývojovou větev.

Sinice jsou na základě morfologie tradičně rozdělovány do čtyř řádů. V oddělení *Cyanobacteria* nachází jediná třída: *Cyanophyceae*, a ta obsahuje čtyři řády. Ve všech řádech jsou druhy, které mohou tvořit sinicový vodní květ a skoro všechny jsou také spojeny tvorbou cyanotoxinů, především microcystinů.

V řádu *Chroococcales* mají buňky kulovité, elipsoidní či vejčité tvar. Buňky tvoří kolonie, nikdy netvoří pravá vlákna, buňky mohou být polarizované, a některé rody mají slizovitý obal, jejich rozmnožování probíhá dělením. Sem patří mimo jiné *Microcystis*, *Synechococcus* a *Woronichinia*. Sinice řádu *Nostocales* jsou vláknité sinice, jejichž vlákna jsou jednou řadou buněk. Mají nepravé větvení, schopnost tvorby heterocytů i hormogonia. Většinou tvoří kolonie, které mohou mít i velké rozměry (*Nostoc*). Sem patří *Anabaena*, *Aphanizomenon* a další. *Oscillatoriales* – jedná se o vláknité sinice, které mohou mít nepravé větvení, netvoří ani heterocyty. Vlákna jsou tvořena jednou řadou buněk. Někdy se mohou pohybovat (*Oscillatoria*). *Stigonematales* – nejvyvinutější řád sinic s komplikovanou stavbou, mají vlákna s pravým větvením, tvoří heterocyty a také hormogonia. Buňky jsou schopné dělit se ve více směrech, často tvoří více řad vláken. U tohoto řádu tvoří vlákno a slizovitá pochva v podstatě komplex.



Morfologie stélek sinic



Mikrofotografie několik sinic

z rodu *Anabaena* (a-b, f-h) a *Trichormus* (c-e)

## Využití sinic

Řada sinic má již v současnosti komerční využití. Především ve východních civilizacích byly sinice dříve nedílnou součástí jídelníčku. V některých zemích (Čad) se k přípravě pokrmů užívají dosud. Sinice rodu *Arthrospira* (známá pod názvem *Spirulina*) a také *Aphanizomenon flos-aquae*, druh běžně tvořící vodní květ, se pěstuje v mnoha zemích pro výrobu potravinových doplňků, protože obsahují látky vysoké biologické hodnoty, například polynenasycené mastné kyseliny, aminokyseliny, proteiny, pigmenty, antioxidanty, vitamíny a minerály. Jiné látky obsažené v sinicích by se mohly do budoucna

stát výchozí surovinou pro výrobu protirakovinných a protizánětlivých léků, antibiotik a antivirotik. Modrý fykocyanin, potravinové barvivo s číslem E140, je připravované ze *Spiruliny*.

Sinice obsahují v sušině vysoké koncentrace proteinů (až 70 %), proto se využívají v některých oblastech jako krmiva pro drůbež, dobytek, prasata, ryby i mlže. Mohou být zdrojem řady chemických látek jako je etanol, glycerol, mastné kyseliny, lipidy vosky, steroly, uhlovodíky, aminokyseliny, enzymy, vitamíny C a E, polysacharidy, iontoměnič. Lze je využít i jako zdrojů uhlovodíků s dlouhým řetězcem, esterifikovaných lipidů, vodíku a bioplynu při výrobě paliv. Proto toto biotechnologické využití sinic je perspektivní zdroj obnovitelné energie, využívající slunečné záření a CO<sub>2</sub>. Sinice je dále možné využívat k prospekci a těžbě kovů, protože mikroorganismy akumulují kovy (i těžké kovy) ve svých buňkách. V procesu známém jako biomineralizace sinice přijímají a v pevné formě ukládají třeba zlato. Bioakumulace kovů umožňuje sinice použít k bioremediaci, odstranění těžkých kovů z životního prostředí.

## Monitoring

Během let 2012 až 2016 jsme sledovali změny vybraných chemických ukazatelů v zaměřených vertikálách v epilimniu (30cm pod hladinou) a hypolimniu (nade dnem). Vzorkování jsme prováděli v dvoutýdenním intervalu na začátku a na konci vegetační sezóny, tj. v květnu, září a říjnu a týdně během vegetační sezóny. Vzorkování vždy probíhalo ze člunu na odběrových místech, která byla zaměřena pomocí GPS. Na těchto odběrových místech jsme pomocí odběrového zařízení odebírali vzorky vody, ve kterých akreditované laboratoře Povodí Labe stanovily standardním normovaným způsobem množství organických látek (CHSK<sub>Mn</sub>), celkový obsah fosforu, obsah PO<sub>4</sub>, obsah celkového dusíku, množství NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> a NH<sub>4</sub> a fluorimetricky měřily obsah chlorofylu a a feopigmentů. Vzorky pro mikrobiologické analýzy jsme odebírali sítkou se 100 μm okem a Dr. V. Koza (Povodí Labe) provedl v odebraných vzorcích biologické analýzy fytoplanktonu (sinice a řasy) i zooplanktonu. V Izotopové laboratoři Ústavu experimentální botaniky byly další odebrané vzorky vody analyzovány na obsah fykocyaninu fluorescenční metodou. Na stejných odběrových místech jsme v letech 2012 a 2013 měřili multiparametrickou sondou YSI 6600 V2-2 s integrovaným hloubkovým čidlem na vertikálách s hloubkovým krokem 1m další parametry (teplota vody, zákal vody, pH, % nasycení vody kyslíkem, obsah chlorofylu a fykocyaninu). V letech 2014, 2015 a 2016 jsme měření prováděli multiparametrickou sondou YSI EXO6. Secchiho deskou jsme měřili průhlednost vody. Dále bylo během celého období měřeno množství srážek, teplota vzduchu a hladinová teplota vody.

Všechny tyto údaje nám poskytly obraz o průběhu procesů, probíhajících uvnitř nádrže a o látkovém přínosu do nádrže a o jeho pohybu.

## Lokalita

Odběrová místa pro monitoring:

Tabulka souřadnic odběrových míst na VD Seč

	zkratka	GPS souřadnice
Odběrové místo 2	Seč02	N49°48.953' E015°39.780'
Odběrové místo 3	Seč03	N49°49.224' E015°38.834'
Odběrové místo 4	Seč04	N49°49.833' E015°38.550'
Odběrové místo 5	Seč05	N49°50.026' E015°39.109'
Odběrové místo 6	Seč06	N49°50.200' E015°39.150'



## Množství srážek, teplota vzduchu a hladinová teplota vody

Teplota vzduchu i množství srážek mají přímý vliv na hladinovou teplotu vody, kterou je ovlivněna i produkce řas a sinic. Srážky ovlivňují přísun živin do nádrže jak splachem z polí, tak může při vyšších přívalových srážkách dojít k vypláchnutí čistíren odpadních vod a zemědělských jímek do vodotečí. Vyšší srážky mohou také vést k promíchání a ochlazení vodního tělesa. Sledované hodnoty jsou uvedeny v příloze č. 1a až 1e.

## Výška hladiny, objem nádrže a plocha

Byla sledována výška hladiny v přehradní nádrži. S měnící se výškou hladiny se mění i objem nádrže a její plocha, která může ovlivnit produkci fytoplanktonu. Zjištěné hodnoty jsou uvedeny v příloze č. 2a až 2c

## Teplota vody

Teplota je jedním z důležitých ukazatelů jakosti a vlastností vody. Významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu. Teplota zvyšuje podíl toxického nedisociovaného amoniaku na celkové koncentraci amoniakálního dusíku. Velký význam má teplota povrchových vod, protože ovlivňuje rozpustnost kyslíku i rychlost biochemických pochodů.

Na jaře, při teplotách nad 11°C řasy a sinice začínají růst. Zobrazením distribuce teplotních poměrů v celé akumulaci lze pozorovat tvorbu základních objemových útvarů v nádrži, jejichž vznik předurčuje procesy, které se následně podílejí na vývoji jakosti vody. S nástupem letních podmínek se na hlubších nádržích vytváří tzv. letní teplotní stratifikace. Tento jev souvisí s nerovnoměrným prohříváním vody v různých hloubkách a s poklesem její hustoty při vzrůstající teplotě. Výsledkem je vytváření dvou samostatných vodních těles – epilimnia (při hladině) a hypolimnia (nade dnem). Oba útvary jsou od sebe odděleny tzv. skočnou vrstvou (termoklimou). V každém z takto vymezených prostorů se odehrávají

odlišné procesy, které navozují rozdílné poměry v obou tělesech. S utvářením teplotní stratifikace (teplotní zonací) souvisí i rozložení dalších látek – kyslíku, manganu, dusitanů, fosforu apod. Při setrvalých vysokých teplotách vzduchu a nízkém koeficientu obměny vody v nádrži bývá tato diferenciacce velmi stabilní a lze ji sledovat až po dobu několika měsíců. Na podzim se svrchní vrstva ochlazuje a skočná vrstva se posunuje do větších hloubek nádrže. Na promíchávání vrstev se podílí také vítr. Hovoříme o podzimní cirkulaci, kdy se teplota v celé nádrži vyrovnává přibližně na 4 °C. V zimním období se vytváří zimní teplotní stratifikace, která není tak výrazná. Protože voda má nejvyšší hustotu přibližně při teplotě 4°C (teplotní anomálie vody), zůstává nejteplejší voda u dna a nejchladnější je u hladiny. Tento jev zabraňuje úplnému vymrznání nádrží až ke dnu během zimního období. Na jaře po roztátí ledu, za spolupůsobení větru a proudění, dochází k neustálému promíchávání vodního sloupce. Teplota vody je v celém vodním sloupci konstantní, blíží se teplotě 4 °C. Toto období je označováno jako jarní cirkulace a trvá pouze krátkou dobu. Oteplováním svrchních vrstev a ustálením klimatických podmínek dochází k teplotní stratifikaci. Naměřené hodnoty teploty vody na vertikálách v jednotlivých odběrových místech jsou uvedeny v přílohách č. 3a až 3i.

### Nasycení vody kyslíkem v procentech

Život většiny vodních organismů je bez přítomnosti kyslíku zcela nemyslitelný. Zdrojem kyslíku ve vodách je především difúze (přestup) z atmosféry a fotosyntéza zelených rostlin. Kyslík je naopak spotřebováván dýcháním vodních živočichů a při rozkladu organických látek.

V důsledku teplotní stratifikace, bývá u hlubších úživných nádrží ve spodních vrstvách (hypolimniu) kyslík často zcela vyčerpán (tzv. anoxie). Taková situace zmenšuje vhodný prostor pro rybí obsádku a zhoršuje podmínky pro sportovní rybolov. Současně se mění chemizmus vody a probíhají procesy, které nepříznivě ovlivňují jakost vody, protože se u dna vytváří látky jako sirovodík, metan, sirné sloučeniny i kysličník uhličitý. Dochází také k přechodu některých nežádoucích látek vázaných v sedimentu do formy rozpuštěné ve vodě (mangan, železo, fosfor). Protože rozpustnost kyslíku ve vodě klesá s narůstající teplotou, jsou úbytky kyslíku spojeny především s vysokými letními teplotami.

Jako srozumitelný nástroj prezentace kyslíkových poměrů v nádrži slouží tzv. procento nasycení kyslíkem. Tento parametr zahrnuje i návaznost obsahu kyslíku ve vodě na teplotní poměry a reaguje také na změnu tlaku vzduchu.

Vlivem intenzivní fotosyntézy dochází na silně eutrofizovaných nádržích s velkým množstvím řas a sinic k silnému přesycení kyslíkem do hloubky 2 - 3 m pod hladinou. Často jsou zjišťovány i hodnoty přesahující 160% nasycení. Také v zimě (a to i pod silným ledem se sněhovou pokrývkou) může v důsledku asimilace zelených rostlin docházet při hladině k intenzivnímu vývoji kyslíku a hodnoty tohoto parametru přesahují vysoko nad stoprocentní nasycenost. Niže jsou uváděny hodnoty nasycení vody kyslíkem, které představují kritickou mez pro některé druhy ryb při teplotě 20°C:

Kapr obecný	19%
Pstruh duhový	28 %
Siven americký	37 %
Štika obecná	22 %
Amur bílý	14 %

Naměřené hodnoty nasycení vody kyslíkem na vertikálách v jednotlivých odběrových místech jsou uvedeny v přílohách č. 4a až 4i.

## Hodnota pH vody

Ve vodách se ustavuje řada homogenních a heterogenních rovnováh, určujících výslednou hodnotu pH vody. Hodnota pH má mimořádný význam, protože ovlivňuje většinu probíhajících fyzikálních, chemických a biochemických procesů. Rovnovážný stav v povrchových vodách charakterizuje hodnota pH 7. Nižší hodnoty indikují kyselou oblast a naopak hodnoty vyšší než 7 oblast alkalickou. Hodnoty pH se na přírodních povrchových vodách pohybují v rozsahu od 3,5 po 11.

Změny hodnoty pH jsou určovány jednak chemizmem vody, ve kterém se odráží převládající charakter povodí a jednak procesy odehrávajícími se přímo v nádrži. Obecně lze říci, že nádrže ve vyšších polohách, které nejsou zatíženy odpadními vodami, mají hodnoty pH nižší. Kyselost těchto vod může být způsobována uvolňováním huminových kyselin z rašelinišť do vodotečí. Naopak voda z oblastí převládajících vápencových struktur má hodnoty pH vyšší.

V nádržích je často vývoj hodnot pH regulován obsahem oxidu uhličitého. Velká spotřeba oxidu uhličitého zelenými řasami během fotosyntézy vyvolává v epilimniu růst hodnot pH do alkalické oblasti, kde mohou hodnoty překročit i pH 10. V těchto extrémních podmínkách již dochází k poruchám metabolismu ryb. Naopak u dna v hypolimniu v důsledku anaerobního rozkladu a značného vývoje oxidu uhličitého může klesat hodnota pH až pod 6. Úhyn lososovitých ryb nastává při dlouhodobějším poklesu pH pod 4,5 a vzrůstu nad 9,2. Úhyn kaprovitých ryb nastává při dlouhodobějším poklesu pH pod 5,0 a vzrůstu nad 10,8.

Naměřené hodnoty pH vody na vertikálách v jednotlivých odběrových místech jsou uvedeny v přílohách č. 5a až 5i.

## Průhlednost vody

Biomasa řas a sinic je obvykle hlavním faktorem ovlivňujícím transparentci ve vodních nádržích, především během růstové sezóny v temperátní zóně. Existuje proto silná korelace mezi transparentcí a biomasou. Stanovením průhlednosti vody lze jednoduchým způsobem postihnout závažné změny jakosti vody, které mohou být způsobeny rozvojem mikroorganismů (bakterioplanktonu i fytoplanktonu), zooplanktonu ale i anorganickými zákalami, které mohou být ovlivněny intenzitou srážek. Změny průhlednosti způsobované fyto- i zooplanktonem mohou indikovat možné komplikace na úpravě vody i ovlivnit úroveň rekreace na nádrži.

Průhlednost se měří pomocí Secciho desky, což je kotouč o průměru 30 cm se čtyřmi střídajícími se bílými a černými kvadranty a kalibrovanou šňůrou. Secciho deska se ponořuje pod hladinu tak dlouho, až přestane být viditelná, v tomto okamžiku se odečte hloubka v cm. Pro vody vhodné ke koupání ve volné přírodě doporučuje Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č.464/2000 Sb. hodnotu 200 cm, jako limitní hodnotu průhlednosti stanovuje 100 cm. Hodnoty průhlednosti vody v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 6a, 6b.

## Zákal vody

Zákal je jedním z parametrů dokumentujících optické vlastnosti vody a lze jej definovat jako snížení průhlednosti vody nerozpuštěnými organickými i anorganickými látkami, které mohou být buď přirozeného nebo antropogenního původu. Jde například o jílové materiály, hydratované oxidy kovu (především železa a manganu), bakterie, plankton, detrit atd. Zákal může být způsoben i zdravotně nezávadnými látkami, ale dává vodě

nežádoucí vzhled. Jeho hodnoty při hladině umožňují posoudit intenzitu průniku slunečního záření do vodního tělesa. Zákal je i měřítkem dostupnosti světelné energie pro zelené rostliny (fytoplankton). Světlo je nezbytnou podmínkou pro jejich růst a rozmnožování. Změny zákalu ve vodním sloupci však také vykreslují průběh transportních procesů v nádrži a to jak horizontálních (materiál nesený přítoky) tak i vertikálních (rozvoj mikrobiálních společenstev u dna).

Hodnota zákalu se stanoví dle množství světla, které je odraženo od nerozpuštěných látek v okolním roztoku. Zdroj světla i vysoce citlivý detektor světla (fotodioda) jsou součástí měřicího zařízení. Hodnoty zákalu se vyjadřují v jednotkách FNU (stanoveno výrobcem používaného senzoru). I když přesné měření zákalu v přírodním prostředí bývá zatíženo množstvím objektivních chyb (shluky partikulí, bubliny unikajícího plynu aj.) lze stanovit tuto přibližnou klasifikaci:

0- 5	minimální zákal
6- 20	zvýšený zákal
21- 50	silný zákal
51- 80	velmi silný zákal, možné ohrožení ryb
81- 300	velmi intenzivní zákal, úhyn ryb je pravděpodobný

Naměřené hodnoty zákalu (turbidita) na vertikálách v jednotlivých odběrových místech jsou uvedeny v přílohách č. 7a až 7i.

### **Obsah organických látek CHSK<sub>Mn</sub>**

Jedná se o nespecifický ukazatel související zejména s mírou organického znečištění vody. U organických látek dochází k stratifikaci. Rozlišuje se vrstva trofogenní, která je totožná s epilimniem, výjimečně i s metalimniem. Zde se v důsledku fotosyntetické asimilace tvoří biomasa řas. Dále je vrstva trofolytická, která je většinou totožná s hypolimniem. Zde dochází k rozkladu nahromaděné biomasy. Organické látky přítomné ve vodě jsou jak přírodního původu (huminové látky, sacharidy, proteiny a mnoho dalších), tak antropogenního původu (spláskové a průmyslové odpadní vody, splachy ze skládek i ze zemědělské činnosti).

Organické látky ve vzorku vody jsou oxidovány silným oxidačním činidlem. Chemická spotřeba kyslíku vypovídá o celkovém obsahu organických látek ve vodě. Provádí se za standardních podmínek manganometricky. Naměřené hodnoty za roky 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 8a, 8b.

### **Celkový obsah fosforu**

Fosfor je biogenní prvek, který jako limitní prvek hraje klíčovou roli v ovlivnění primární produkce biomasy. Je esenciálním prvkem pro všechny živé organizmy, protože je nezbytný pro základní životní procesy, jako je uchovávání a přenášení genetických informací (součást DNA i RNA) i v buněčném metabolismu (enzymy, ATP). Rovněž se vyskytuje jako součást stavebních složek buněk, jako jsou fosfolipidy v buněčných membránách.

Ve vodních ekosystémech je koncentrace fosforu důležitým faktorem, který se podílí na nastavení struktury potravních sítí na litorální typ s čirou vodou a dominancí makrofyty anebo na pelagický typ se zakalenou vodou a dominancí fytoplanktonu. Nízké koncentrace fosforu, odpovídající nenarušeným přírodním podmínkám, podporují vznik litorálního typu, ve kterém je fosfor ve volné vodě přítomen pouze v malých koncentracích a má tendenci

vázat se do biomasy makrofyt, nárostů a do sedimentů. Zvýšené koncentrace fosforu ve vodě, např. v důsledku antropogenního znečištění, posouvají potravní sítě směrem k pelagickému typu. Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se může vyskytovat ve vodách ve formě jednoduchých orthofosforečnanů nebo komplexních polyfosforečnanů v iontové nebo neiontové formě. Fosforečnanové ionty se snadno váží na železo, hliník a vápník, se kterými vytváří jednoduché soli nebo komplexy, jejichž rozpustnost se mění v závislosti na pH a nasycení vody kyslíkem. Do ekosystémů vodních nádrží se fosfor dostává z vnějších i vnitřních zdrojů. Vnější zdroje zahrnují atmosférickou depozici fosforu na hladinu nádrže a povrchové a podzemní přítoky. Zatížení z vnitřních zdrojů je důsledkem předcházejícího přísunu fosforu, během kterého se v sedimentech vytvořila zásoba, z níž se fosfor může uvolňovat zpět do vodního sloupce činností anaerobních mikroorganismů. Antropogenní znečištění zvyšuje přírodní koncentrace fosforu v tocích a podzemních vodách především vypouštěním komunálních a průmyslových odpadních vod a zemědělským využíváním krajiny. Komunální odpadní vody jsou nejvýznamnější příčinou vysokých koncentrací fosforu v tocích ČR i ve většině jiných zemí celého světa. Fosfor ve splaškových vodách pochází zejména z exkrementů a dále z detergentů používaných pro praní prádla a v myčkách nádobí a z kuchyňských zbytků. Ve splaškových vodách vlivem celkového složení a přítomnosti mikroorganismů dochází k rychlé hydrolyze polyfosforečnanů na rozpustné orthofosforečnany. Odhady množství polyfosforečnanů vypouštěných ročně do našich povrchových vod se pohybují od 10 000 t do 20 000 t. Prací prostředky a čisticí prostředky do myček jsou významným zdrojem fosforu v komunálních odpadních vodách. Fosforečnany z hnojiv se do povrchových toků dostávají erozními splachy z polí. Bilančně existuje rozdíl mezi fosforečnany v hnojivech a pracích prostředcích. Zatímco veškerý fosfor obsažený v pracích a mycích prostředcích přechází do vod, v zemědělství je to jen jeho malá část, protože částečně přechází do nové biomasy a částečně zůstává chemicky a chemisorpci vázán v půdě. Z výše uvedených skutečností vyplývá závěr, že hlavním zdrojem zvýšených koncentrací fosforu v povrchových vodách jsou odpadní vody.

Klíčová role fosforu při eutrofizaci jezer mírného pásma byla prokázána již v 60. letech. Také v našich nádržích je fosfor rozhodující živinou, na které je závislá produkce fytoplanktonu i tvorba vodních květů. Fytoplankton je schopen přijímat pouze jednoduchý orthofosforečnanový ion. Pomocí exoenzymů však může štěpit rozpuštěné anorganické i organické sloučeniny fosforu, takže je pro něj nakonec dostupná převážná většina rozpuštěných forem fosforu. Nerozpuštěný fosfor, zejména v minerálních částicích větších než jednotky  $\mu\text{m}$ , naproti tomu z vodního sloupce v nádržích rychle mizí sedimentací a nemá proto jako živina pro fytoplankton bezprostřední význam. Po změně oxidačně-redukčních podmínek v dnových sedimentech se však může částečně uvolňovat a vracet se zpět do oběhu ve vodním sloupci. Fosfor se do produkční vrstvy nádrží dostává přítoky, dále atmosférickou depozicí na hladinu i uvolňováním ze sedimentů dna. V převážné většině našich nádrží jsou hlavním zdrojem fosforu přítoky. Atmosférická depozice a uvolňování ze sedimentů se uplatňují ve větší míře pouze v mělkých nádržích s dlouhou dobou zdržení. Velice důležitá je vertikální stratifikace sloučenin fosforu. Koncentrace fosforu se obvykle s hloubkou zvětšuje a největší je u dna nádrže. V epilimniu ve vegetačním období dosahuje koncentrace sloučenin fosforu minima, protože fosfor je spotřebováván fytoplanktonem a inkorporován do biomasy. Naopak větší koncentrace fosforu se nacházejí u dna, kde dochází k rozkladu biomasy i k uvolňování sloučenin fosforu ze sedimentů činností anaerobních mikroorganismů vlivem redukční transformace  $\text{FePO}_4$  na  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ , který je rozpustnější. V období podzimní cirkulace se koncentrační rozdíly na vertikále vyrovnávají. Dalším zdrojem fosforu v hypolimniu je desorpce fosforečnanu z povrchu hydratovaných oxidu železa a manganu, jejichž adsorpční

mohutnost pro fosforečnany po redukcí klesá. Naměřené hodnoty celkového fosforu za roky 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 9a, 9b.

### **Obsah PO<sub>4</sub>**

Z biologického hlediska je významná ta část rozpuštěného fosforu, která je rychle využitelná fytoplanktonem i vodními rostlinami. Pro vodní ekosystém je to okamžitě dostupná živina, jejíž zvýšené množství má za následek rychlý rozvoj vodní vegetace, v první fázi vedoucí k rychlému nárůstu planktonních sinic a řas. Autotrofní organismy jsou schopny přijímat fosfor ve formě orthofosforečnanů. Extracelulární enzymy bakterií a řas dokáží převést organicky vázaný fosfor do formy fosforečnanů. Nejlépe biologicky využitelnou formou fosforu jsou ionty H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, jejich koncentrace ve vodě je však obvykle nízká, protože jsou velmi nestálé. Ve vodním roztoku nelze udržet libovolně velké koncentrace orthofosforečnanů, protože s některými látkami obsaženými ve vodách tvoří málo rozpustné sloučeniny, z nichž se část vysráží a zůstává v suspenzi a část tvoří koloidní disperzi. Ve formě orthofosforečnanů, hydrogenfosforečnanů, dihydrogenfosforečnanů i volné kyseliny fosforečné se vyskytují v přírodních i odpadních vodách. Forma závisí na pH vody. Naměřené hodnoty za roky 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 10a, 10b.

### **Celkový obsah dusíku**

Dusík patří mezi nejdůležitější biogenní prvky. Pro vyšší rostliny, ale i pro řasy a sinice je ve formě jeho solí, především jako dusičnany nezbytnou živinou. Jako skupinový analytický ukazatel je dán součtem koncentrací všech anorganických i organických forem dusíkatých látek. Dusíkaté látky se nejčastěji do vody dostávají splachem z polí, odpady ze zemědělské živočišné výroby nebo přímým průmyslovým znečištěním. Významným zdrojem dusíku jsou i nečištěné splaškové odpadní vody. Přírodním zdrojem dusíku je rozklad organických dusíkatých látek přírodního původu. Nadbytek dusíku vede spolu s fosforem ke zvýšení eutrofizace vod, mající za následek rozvoj vodního květu, tzn. přemnožení sinic a řas. Přímým důsledkem přemnožení fytoplanktonu jsou časté zákazy koupání v přírodních vodách v letním období.

I u sloučenin dusíku dochází k vertikální stratifikaci. Proto bývají v epilimniu vyšší koncentrace dusičnanů než amoniakálního dusíku, kdežto v hypolimniu tomu bývá opačně. To je způsobeno především biochemickými procesy jako je nitrifikace a inkorporace sloučenin dusíku do nové biomasy v epilimniu, zatímco v hypolimniu může docházet vlivem anoxického redukčního prostředí k denitrifikaci a vzniku amoniakálního dusíku. Naměřené hodnoty celkového dusíku za roky 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 11a, 11b.

### **Obsah NO<sub>3</sub>**

Hlavní komponentou mezi dusíkovými formami jsou dusičnany. Do vod se dostávají odpadními vodami i splachem z polí hnojených dusíkatými hnojivy s vysokým obsahem dusičnanů. Tyto hnojiva jsou velmi dobře rozpustná ve vodě. Dusičnany vznikají rovněž sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku. Dusičnany jsou konečným produktem mineralizace organicky vázaného dusíku, za oxidačních podmínek jsou stálé. Za anoxických podmínek podléhají denitrifikaci za vzniku elementárního dusíku. Naměřené hodnoty obsahu dusičnanů v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 12a, 12b.



## Obsah NO<sub>2</sub>

Vznikají jako primární produkt biochemické oxidace amoniakálního dusíku. V přírodě jsou poměrně nestálé, jsou biochemicky labilní, bývají rychle oxidovány na dusičnany. Pokud dojde u dna nádrže (v hypolimniu) k vyčerpání rozpuštěného kyslíku a vzniku redukčního prostředí mohou vznikat dusitany redukcí dusičnanů. Dusitany působí toxicky na ryby. Toxicita je způsobena průnikem dusitanu žaberním epitelem do krve a tvorbou methemoglobinu, který již nemá schopnost přenášet kyslík. Naměřené hodnoty obsahu dusitanů v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 13a, 13b.

## Obsah NH<sub>4</sub>

Amoniakální dusík je jedním z primárních produktů rozkladu organických dusíkatých látek. Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku jsou především splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělských výroby i dusíkatá hnojiva. Ve vodách s vyšším nebo normálním obsahem kyslíku je nestálý, rychle podléhá biochemické oxidaci za vzniku dusitanů a posléze dusičnanů. Na tomto procesu se výrazně podílejí nitrifikační bakterie. Amoniakální dusík je toxický pro ryby, toxicita je závislá na hodnotě pH, protože toxický je pouze čpavek NH<sub>3</sub>, nikoliv amonný iont NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Jeho zvýšená koncentrace může být indikátorem i fekálního znečištění. Naměřené hodnoty obsahu amoniakálního dusíku v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 14a, 14b.

## Množství chlorofylu A

Fotosyntetické pigmenty jsou u fotoautotrofních organismů lokalizovány ve fotosystémech I a II, kde se světelná energie mění v energii chemickou pomocí chlorofylu A a fykobiliproteinu. Funkcí tohoto molekulárního komplexu je zachytávat světelnou energii a předávat ji do míst, kde probíhá fotosyntéza. Za adsorpci světla jsou zodpovědné fotosyntetické pigmenty umístěné v tzv. anténách. Fotony dopadají na periferní antény tvořené různými pigmenty v závislosti na taxonomické příslušnosti daného organismu. Odtud je energie přenesena na molekulu chlorofylu A, který se vyskytuje u všech fytoplanktonních organismů. Tato energie je využita především na fotosyntetické procesy. Složení periferních antén je odlišné u různých oddělení řas a sinic. Nalézají se zde tři typy chlorofylu (A, B, C), karotenoidy a fykobiliproteiny. Množství a výskyt jednotlivých pigmentů (chlorofylu, fykobiliproteiny a další) je druhově a fylogeneticky určující znak. U zelených řas nalezneme v periferních anténách především chlorofyl A a chlorofyl B. Chlorofyl A je důležitou funkční součástí buněk sinic, řas i vyšších rostlin.

Výskyt řas a sinic v daném odběrovém místě lze poměrně snadno hodnotit ze stanovené koncentrace chlorofylu v odebraných vzorcích vody. Jeho stanovení provádí laboratoře Povodí Labe metodikou podle normy ČSN. Výhodou této metody je jednoduchost stanovení a okolnost, že množství chlorofylu má úzký vztah k aktivitě fytoplanktonu. Nevýhodou je, že přesně nekoreluje s biomasou.

Na základě hodnot koncentrace chlorofylu A lze také posuzovat možnost využití vody k vodárenským účelům. Zdroje povrchové vody s průměrnou letní koncentrací chlorofylu A nad 25 µg/l jsou považovány za nevhodné, resp. obtížně upravitelné.

Dle klasifikace Výzkumného ústavu vodohospodářského lze stav úživnosti neboli trofie nádrže (úroveň rizika nadměrného rozvoje řas) rozdělit na základě stanoveného množství chlorofylu A do pěti kategorií:

I.	< 2,5 µg/l	- výborný
II.	2,5 – 10 µg/l	- dobrý
III.	10 – 30 µg/l	- vyhovující
IV.	30 -110 µg/l	- nevyhovující
V.	> 110 µg/l	- závadný

Naměřené hodnoty chlorofylu a v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 15a, 15b.

### **Obsah feopigmentů**

Feopigmenty jsou rozkladné produkty chlorofylů. Sledováním změn jejich hladiny současně s porovnáním změn obsahu chlorofylu A můžeme získat obraz o fyziologickém stavu sinic a řas, tj. zda jsou aktivní nebo již odumírají. Naměřené hodnoty feopigmentů v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 16a, 16b.

### **Obsah fykocyaninu**

Množství fykocyaninu charakterizuje rozvoj a stav sinic. Zatímco chlorofyly a karotenoidy eukaryotických řas absorbují především modré světlo, fykoerithriny absorbují světlo v modrozelené oblasti spektra v rozsahu asi 550 – 570 nm. Právě modrozelené světlo proniká do největších hloubek, což umožňuje sinicím velice dobře přežít i tam, kde ostatní fotoautotrofní organizmy nejsou schopny přežít.

Fykocyaniny mají absorpční maxima posunuta ještě dále do oblasti oranžové a červené části spektra, do oblasti vlnových délek 590–630 nm. Právě tyto vlastnosti umožňují sinicím velice efektivně reagovat na změny ekologických podmínek a to především na množství světla.

Další specifickou vlastností fykobiliproteinu je schopnost fluorescence. Vlnová délka emitovaného světla u fykocyaninu je 640–660 nm, což při jeho stanovení umožňuje jeho odlišení od chlorofylu A, který má vlnovou délku emitovaného světla 685 nm. Podle hodnoty koncentrace fykocyaninu lze odhadovat míru rizika při využívání vody pro vodárenské účely při vyšším rozvoji vodního květu. Naměřené hodnoty fykocyaninu v letech 2012 až 2016 jsou uvedeny v přílohách č. 17a, 17b.

### **Obsah sinicového („Blue“) chlorofylu a celkový („Total“) obsah chlorofylu**

Téměř všechny heterotrofní organismy na Zemi využívají ve svých metabolických procesech chemickou energii, která byla původně přeměněna z energie světelného záření zelenými rostlinami v procesu fotosyntézy. Z hlediska života na Zemi jsou tedy chlorofyly jedny z klíčových molekul a vyskytují se v rostlinách v chloroplastech ve formě chlorofyl-proteinových komplexů. Zabudovány jako kofaktor do fotosyntetických komplexů pohlcují chlorofyly sluneční záření. Většina molekul chlorofylu se nachází v anténních systémech světlosběrných komplexů, přenášejících energii fotonů ke speciálnímu páru chlorofylů v reakčním centru, které jsou jako jediné schopny uvolnit ze svých vazeb elektrony. Ty jsou použity redoxními systémy k redukci NADP<sup>+</sup> a k energetické podpoře vzniku ATP z ADP. Sekundárními biochemickými reakcemi dochází k navázání CO<sub>2</sub> na akceptor a jeho redukce uvolněným vodíkem (z fotolýzy vody) za vzniku organických sloučenin.

Všechny fototrofní organismy využívají k fotosyntéze chlorofyl A a jako přídavných pigmentů chlorofyl B, karotenoidy, flavonoidy a další pigmenty, u některých řas se navíc vyskytují také chlorofyly C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> a D, přičemž jednotlivé formy chlorofylu se liší postranními řetězci připojenými na tetrapyrrolové jádro. Toho se využívá při

spektrofotometrické a fluorimetrické analýze fytoplanktonu, kdy lze od sebe odlišit celkový obsah chlorofylu ve fytoplanktonu a chlorofyl obsažený v sinicích. Z těchto hodnot lze určit zastoupení sinic a jejich změny ve fytoplanktonu.

Naměřené hodnoty sinicového („Blue“) a celkového („Total“) chlorofylu v jednotlivých odběrových místech jsou uvedeny v přílohách č. 18a až 18d. Množství hladinového sinicového („Blue“) chlorofylu, celkového („Total“) hladinového chlorofylu a jejich poměr v % jsou v přílohách č. 19a až 19d. Množství hloubkového sinicového („Blue“) chlorofylu, celkového („Total“) hloubkového chlorofylu a jejich poměr v % jsou uvedeny v přílohách č. 20a až 20d.

## **Statistická analýza hlavních komponent**

Zde jsme v situaci, kde výchozí počet proměnných, sledovaných u zkoumaných jevů a procesů, je značný a pro interpretaci nepřehledný. Taková vícerozměrná data se oproti jednorozměrným datům podstatně hůře hodnotí i prezentují. Metoda hlavních komponent (Principal Component Analysis, PCA) umožní provést potřebná hodnocení pomocí menšího počtu proměnných, které vysvětlují stejnou variabilitu jako původní proměnné.

PCA definuje nové (umělé, neměřitelné) proměnné (zde nazývané hlavní komponenty), které zcela vysvětlují původní variabilitu, takže neztrácíme informace. Tyto nově vytvořené proměnné jsou lineární kombinací původních měřitelných proměnných a jejich hlavní vlastností je, že jsou navzájem nezávislé (nekorelované). Základní charakteristikou každé hlavní komponenty je její míra variability – rozptyl. Hlavní komponenty jsou seřazeny dle důležitosti – od největšího rozptylu k nejmenšímu rozptylu. Většina informace o variabilitě dat je soustředěna do první komponenty a nejméně informace je obsaženo v poslední komponentě. Má-li nějaký původní znak malý či dokonce žádný rozptyl, není schopen přispívat k rozlišení mezi objekty.

Mezivýpočty PCA mohou posloužit k prezentaci vícerozměrných dat. Výstupy PCA slouží ke grafické ilustraci vztahů jednak mezi jednotlivými proměnnými, jednak mezi popisovanými objekty. První dvě resp. tři hlavní komponenty se využívají především pro zobrazení vícerozměrných dat v planární projekci. Analytická data jsou uvedeny v přílohách č. 21a až 21d.

## **Korelační a regresní analýzy**

Korelační analýza se zabývá vzájemnými (většinou lineárními) závislostmi, kdy se klade důraz především na intenzitu (sílu) vzájemného vztahu. Hodnocení vztahů a souvislostí mezi dvěma a více spojitými veličinami je základem korelační a regresní analýzy. Pomocí tohoto typu metod můžeme řešit, zda mezi sledovanými spojitými veličinami existuje potenciální vztah, např. zda vyšší hodnoty jedné náhodné veličiny souvisejí s nižšími hodnotami jiné náhodné veličiny. Také můžeme predikovat hodnoty jedné náhodné veličiny na základě znalosti hodnot jiných náhodných veličin. Naším cílem může být např. predikce hodnot koncentrací nějaké těžko měřitelné látky v prostředí na základě znalosti koncentrací látek příbuzných, které však těžko měřitelné nejsou. Dále můžeme kvantifikovat vztah mezi dvěma spojitými náhodnými veličinami, např. pro použití jedné z nich na místo té druhé jako diagnostického testu.

Pro kvantifikaci lineárního vztahu náhodných veličin byl zaveden tzv. Pearsonův korelační koeficient, což charakterizuje lineární vztah, jinak řečeno odráží variabilitu kolem lineárního trendu. Pearsonův korelační koeficient nabývá pouze hodnot z intervalu  $<-1,1>$  s tím, že hodnota je kladná, když vyšší hodnoty náhodné veličiny X souvisí s vyššími

hodnotami náhodné veličiny Y, a naopak je záporná, když nižší hodnoty X souvisí s vyššími hodnotami Y. Vypočtené korelační koeficienty jsou uvedeny v tabulce v příloze č. 22.

### **Četnost sinic ve vzorcích síťového planktonu**

S postupující eutrofizací mění významně druhové složení fytoplanktonu a zvyšuje se jeho biomasa. Ve fytoplanktonu se mění nejenom množství a druhové zastoupení řas, ale současně se v čase mění i množství a druhové zastoupení sinic. Celkové množství sinic a jejich změny ve vzorcích planktonu jsou uvedeny v příloze č. 23a, 23b.

### **Četnost „filtrátorů“ (zooplanktonu) ve vzorcích síťového planktonu**

V odebraných vzorcích planktonu je mimo sinic a řas přítomen zooplankton, který je predátorem (konzumentem) těchto mikroorganismů a tím může zooplankton do jisté míry ovlivnit množení fytoplanktonu. To však pouze za předpokladu, že koncentrace hlavních nutrientů fytoplanktonu nepřesáhne určitou mez. Se zvyšujícím se množstvím fytoplanktonu dochází k následným změnám množství a druhového složení zooplanktonu. Naměřené výsledky jsou uvedeny v příloze č. 24a, 24b.

## **Výsledky za sledovaná období v letech 2012 až 2016**

### **Srážky, teplota vzduchu, hladinová teplota vody**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 1a - e

### **Výška hladiny, objem nádrže, plocha**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 2a - c

### **Teplota vody**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 3a - i

### **Nasycení vody kyslíkem v %**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 4a - i

### **pH vody**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 5a - i

### **Průhlednost vody**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 6a, b

### **Zákal vody**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 7a - i

### **Obsah organických látek $CHSK_{Mn}$**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 8a, b

### **Celkový obsah fosforu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 9a, b

**Obsah PO<sub>4</sub>**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 10a, b

**Celkový obsah dusíku**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 11a, b

**Obsah NO<sub>3</sub>**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 12a, b

**Obsah NO<sub>2</sub>**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 13a, b

**Obsah NH<sub>4</sub>**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 14a, b

**Množství chlorofylu A**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 15a, b

**Množství feopigmentů**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 16a, b

**Množství fykocyaninu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 17a, b

**Obsah sinicového („Blue“) chlorofylu a celkový („Total“) obsah chlorofylu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 18a - d

**Hladinový sinicový („Blue“) a celkový („Total“) chlorofyl a % hladinového sinicového („Blue“) chlorofylu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 19a - d

**Hlubkový sinicový („Blue“) a celkový („Total“) chlorofyl a % hlubkového sinicového („Blue“) chlorofylu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 20a - d

**Statistická analýza hlavních komponent**

Analytická data jsou uvedeny v přílohách č. 21a až 21d.

**Tabulka korelačních koeficientů**

Vypočtené korelační koeficienty jsou uvedeny v příloze č. 22

**Četnost sinic ve vzorcích síťového planktonu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 23a, b

**Četnost „filtrátorů“ (zooplanktonu) ve vzorcích síťového planktonu**

Výsledky sledování jsou uvedeny v příloze č. 24a, b

## Diskuse

### Množství srážek, teplota vzduchu a hladinová teplota vody

Teplotně rok 2012 byl mírně nadprůměrný, s maximálními teplotami výjimečně kolem 31°C koncem června a koncem srpna. V půli července a začátkem srpna teploty mírně poklesly, pak v druhém polovině září teplota začala klesat trvale. Srážkově rok 2012 byl mírně podprůměrný. Vydatnější deště byly zaznamenány v červnu, v červenci i na přelomu srpna a září. Rok 2013 byl teplotně nadprůměrný, teploty koncem července dosáhly 35°C. Do té doby stoupaly, od začátku srpna začaly s mírnými výkyvy klesat. Na začátku října se ranní teploty dostávaly až k 0°C, denní teploty však dosahovaly až k 10°C, což mělo za následek udržení stabilní teploty vody. V roce 2013 se v druhé půlce června objevily povodňové deště, kdy 25. června spadlo téměř 90 mm vody za 24 hodin. Další velmi silné srážky spadly 30. července. V půli září byly opět vydatné deště. Lze říci, že ve srovnání s předcházejícím rokem byl rok 2013 srážkově nadprůměrný. Ve sledovaném období roku 2014 spadlo oproti předcházejícímu roku výrazně méně srážek. Více srážek spadlo koncem jara a další výraznější deště byly na přelomu července a srpna. Ve druhé půli srpna a ve druhé půlce září spadlo opět více srážek. Tyto srážky ovlivnily vodní těleso, docházelo k vyššímu promíchání vody a k potlačení teplotní stratifikace. Projevilo se to snížením produkce řas ve fytoplanktonu, zatím co produkce sinic nebyla výrazněji potlačena. Rok 2015 byl ve srovnání s předchozími roky teplotně velmi nadprůměrný, ve sledovaném období bylo 23 dnů, kdy teplota vzduchu překročila 30°C. Srážkově byl rok 2015 silně podprůměrný, ve sledovaném období se to projevilo poklesem hladiny o 5 m, snížením objemu nádrže o téměř 40 % a zmenšením plochy nádrže o 30 %. V roce 2016 přesáhla teplota vzduchu jen ojediněle 30°C, teplotně bylo období spíše průměrné. Srážkově se rok 2016 podobal předchozímu roku, od druhé poloviny roku se projevoval nedostatek srážek v horní části povodí řeky Chrudimky, projevilo se to v silném poklesu hladiny (téměř o 5 m!) nádrže Seč.

### Teplota vody

Na jaře se začíná zvyšovat teplota vzduchu, a proto s malým časovým odstupem se také zvedá teplota vody. Se zvyšující hloubkou se teplota se zvedá pomaleji.

Maximum teploty vody bylo v roce 2012 dosaženo na začátku července a v půli srpna, stejně jako maxima teploty vzduchu. Ze začátku sledovaného období bylo možné pozorovat teplotní stratifikaci, kde v prvních 5 m teplota prudce klesala, od 5 do 12 m teplota relativně stabilně klesala a od pak od 15 m zůstala stabilní. Toto vrstvení v průběhu září roku 2012 postupně zmizelo, a koncem září byla i v nejhlubším místě skoro stejná teplota jako u povrchu. V roce 2013 probíhala teplotní stratifikace obdobně, nástup této stratifikace započal již v červenci vzhledem k vyšším teplotám vzduchu a teplotní zlom byl ostřejší. Povrchová teplota vody se v první polovině srpna dostala až k 25°C. Srážky ve druhé polovině srpna 2013 ochladily povrchovou vrstvu, došlo k promíchání celého vodního tělesa a tím k vyrovnání teplot v epilimniu a hypolimniu, které se udrželo během celého října. V roce 2014 docházelo k pomalejšímu prohřívání vodního tělesa, výraznější teplotní stratifikace začala začátkem léta, avšak termoklima probíhala v malé hloubce (od cca 2 m do asi 4 m). V roce 2015 se i přes vysoké teploty vzduchu vodní těleso nijak extrémně rychle neprohřívalo, hladinová teplota vody v letních měsících jen málo přesahovala 25°C a během prázdnin neklesala pod 20°C. Termoklima byla poměrně nevýrazná a probíhala v hloubce 2 až 6 m. Poněkud vyšší srážky 18. a 19. srpna se na ochlazení vodního tělesa prakticky neprojeví. Teplota vody v letních měsících se projevila i na rozvoji fytoplanktonu ve druhé polovině prázdnin, což lze dokumentovat na nárůstu chlorofylu A. V průběhu roku 2016 se v důsledku nižších letních

teplot vzduchu vodní těleso ani v povrchové vrstvě tak neprohřívalo, s výjimkou přelomu prázdnin přesahovala hladinová teplota vody jen lehce 20°C a od druhé poloviny září klesla během jednoho měsíce na 10°C. Celkově nižší povrchová teplota vody měla za následek nižší rozvoj fytoplanktonu.

### **Nasycení vody kyslíkem v procentech**

Zhoršování hydrochemického a kyslíkového režimu je prvotním signálem počínající eutrofizace vodního biotopu. Zatím co u hladiny je nadbytek kyslíku, způsobený činností fotosyntetizujícího fytoplanktonu, v hlubších vrstvách jej začíná být nedostatek. Kyslík je spotřebováván dýcháním vodních živočichů i rozkladem organických látek. Vede to ke vzniku a hromadění jedovatých plynů a k nepříznivým kyslíkovým poměrům u dna. Biocenóza fytoplanktonu je poměrně chudá, zvyšuje se zákal a tudíž se snižuje průhlednost vody, v jednotlivých vrstvách během letní stratifikace jsou zaznamenány skokové změny koncentrace kyslíku.

Zatím co v létě roku 2012 se projevovaly změny nasycení vody kyslíkem mírněji a výrazněji až v srpnu a začátkem září, v roce 2013 se objevil výrazný skokový pokles nasycení vody kyslíkem již v červenci a přetrval do srpna. Ve druhé půli července bylo naměřeno velmi nízké nasycení již v hloubce okolo 4 m, což se projevilo negativně na rybí obsádce, v tomto období docházelo k úhynům úhořů. Po vydatných deštích v první polovině září 2013 se situace normalizovala. V roce 2014 se během prázdninových měsíců objevil skokový pokles nasycení vody kyslíkem v hloubkách od 3 do 6 m s výrazným maximem kolem přelomu července a srpna, kdy procento nasycení klesalo pod 10% již v hloubkách kolem 4 m. V roce 2015 bylo nasycení vody kyslíkem obdobné jako v předcházejícím roce. Projevilo se to i na snížených hodnotách chlorofylu i fykocyaninu v červenci, kdy se mohla projevit poměrně nízká koncentrace rozpustného fosfátu v daném období. V tomtéž období se zároveň zvýšilo množství feopigmentů, ukazuje to na zhoršení stavu fytoplanktonu během července. V roce 2016 se v letních měsících až do první poloviny září projevoval výrazný skokový pokles nasycení kyslíkem v hloubkách od 5 do 8 m, zároveň s tím se projevila výrazná změna pH.

### **Hodnota pH vody**

Hodnoty pH u povrchu se během roku značně měnily, v epilimniu v srpnu 2012 překročilo pH vody hodnotu 10. Tento vzestup byl pravděpodobně způsoben intenzivní fotosyntetickou aktivitou fytoplanktonu, který vyčerpával oxid uhličitý. V roce 2013 se pH vody neměnilo tak výrazně. V epilimniu hodnota pH nedosáhla hodnoty 10, celkově bylo pH nižší a drželo se spíše v neutrální oblasti. Mohlo to být způsobeno nižším obsahem fytoplanktonu a vyššími, často přivalovými dešti v srpnu a září. Obdobně jako v roce 2012 se měnilo pH vody i v roce 2014 a 2015, což opět mohlo být způsobeno rozvojem fytoplanktonu a vyčerpáním oxidu uhličitého v epilimniu. Roku 2016 se v letních měsících, kdy dochází k rozvoji fytoplanktonu projevila výrazná změna pH, kdy z hodnoty kolem pH 10 u hladiny klesala až pod pH 7 v hloubce kolem 6 m.

### **Zákal a průhlednost vody**

Zákal je způsoben přítomností suspendovaných nerozpuštěných organických a anorganických látek ve vodě včetně přítomností mikro- i makroplanktonu. S tím související hodnota je průhlednost vody, která představuje množství světla, které proniká vodním sloupcem. Zákal byl během roku převážně ovlivňován klimatickými podmínkami (bouřky,

přívalové deště a tání sněhu) neboť snadno dochází ke splachům anorganických i organických součástí půdy. V hlubších odběrových profilech souvisí zvýšení zákalu s klesáním odumřelé biomasy fytoplanktonu ke dnu, u povrchu je tvořen vegetačním zákalem, což se projeví na zhoršení průhlednosti. Maximální průhlednost vody je pozorována na jaře. Větší množství živin zanesené do vody jarním tání a počínající vzestup teploty vody umožní, že se sinice i řasy začínají na jaře množit a tvoří tak větší množství potravy pro zooplankton. Zooplankton se proto se přemnoží do takové míry, že omezí produkci fytoplanktonu a s tím se dočasně zlepši průhlednost vody. Se zvyšující se teplotou vody se zvyšuje i rychlost množení fytoplanktonu, čímž se opět snižuje průhlednost.

Nejmenší průhlednost vody byla vždy pozorována na odběrovém místě č. 2, kde Chrudimka vtéká do Seče. Souvisí to s přínosem živin, především rozpustných forem fosforu a dusíku, které zapříčiňují rychlejší množení fytoplanktonu. Dalším faktorem může být zviření bentických usazenin pro malou hloubku vody. Sediment může být zviřen průtokem vody v korytu, pohybem vody způsobeným větrem, vlnobitím nebo živočichy, kteří žijí nebo hledají potravu v bentosu. Minimální průhlednost vody na Seči s výjimkou odběrového bodu 2 vždy přesahovala 100 cm, voda byla vždy vyhovující pro rekreační účely.

V roce 2012 byla v letních měsících průhlednost vody poněkud vyšší ve srovnání s následujícím rokem 2013, zatímco zákaly byly nižší s výjimkou období těsně po červnových povodních v roce 2013. Snižovaná průhlednost vody v roce 2013 mohla být způsobena nejenom rozvojem fytoplanktonu, ale i vyšším namnožením zooplanktonu v epilimniu. Během sledovaného období v roce 2014 byla průhlednost vody nižší, zákaly vody byly vyšší a to hlavně na vzdušném, kde šlo patrně o následek vyšších srážek v povodí. Na ostatních odběrových místech byla průhlednost vody více ovlivněna rozvojem planktonu. Během roku je průhlednost vody v létě ovlivněna populací fytoplanktonu. Maximální průhlednost vody na začátku vegetační sezóny byla zaznamenána v r. 2012 a 2013 během května a v letech 2015 a 2016 byla průhlednost vysoká a posunuta na začátek června. V těchto letech došlo pouze na přelomu června a července k poklesu průhlednosti pod 2 m. Meziroční rozdíly byly způsobeny klimatickými podmínkami a rozvojem populací fyto- a zooplanktonu, které se v každém roce mírně lišily. Další zvýšení průhlednosti nastalo každoročně koncem léta, kdy zooplankton opět zvyšuje predatorní tlak na fytoplankton.

### **Množství organických látek CHSK<sub>Mn</sub>**

Jedná se o nesespecifický ukazatel, související zejména s mírou organického znečištění vody. Podle NV č. 82/1999 Sb. je nejvyšší přípustná hodnota CHSK<sub>Mn</sub> pro vodárenské toky 7 mg/l, voda používaná pro úpravárenský proces překračovala ve sledovaných obdobích stanovený limit pouze ojediněle. Pro ostatní povrchové vody je stanoven limit 20 mg/l. Pro pitnou vodu stanovila vyhláška MZ č. 376/2000 Sb. mezní hodnotu tohoto ukazatele na 3,0 mg/l.

Obsah organických látek, měřený spotřebou kyslíku, se v nádrži během roku 2012 výrazně neměnil a nebyl nijak vysoký (4-8 mg/l). Mírně se zvedal přitékající vodou na začátku nádrže na přelomu srpna/září, zřejmě v souvislosti s vydatnějšími dešti v tomto období. V roce 2013 se množství organických látek na počátku sledování pohybovalo shodně se stejným obdobím předešlého roku, koncem června 2013 se vzhledem k vysokým srážkám ve druhé části měsíce zvýšilo více než trojnásobně. Poté se s drobnými výkyvy, odpovídajícími větším srážkám, postupně vrátilo na hodnoty kolem 6 mg/l. V roce 2014 se ke konci května dostávalo do nádrže více organických látek, evidentně to souviselo s vydatnějšími dešti v dané oblasti. Později došlo k poklesu množství na hodnoty kolem 6 mg/l. Ve druhém prázdninovém měsíci došlo opět ke vzestupu množství přítomných



organických látek a to na přítoku do nádrže. Toto přetrvávalo až do konce září, poté docházelo k poklesu množství organických látek a k celkovému vyrovnání obsahu těchto látek v celém profilu nádrže. V roce 2015 byl obsah organických látek poměrně stabilní, pohyboval se kolem 5 mg/l s výjimkou období kolem 19 srpna, kdy se vlivem deště zvýšilo množství organických látek na vzduší na hodnotu 10 mg/l. I v roce 2016 bylo množství organických látek dlouhodobě stabilní a pohybovalo se okolo 5 mg/l.

### **Celkový fosfor a PO<sub>4</sub>**

V přímé korelaci se změnami obsahu organických látek, jež jsou z významné části vyvolány zvýšenými srážkami v povodí byly pozorovány i změny hladin fosforu. Celkový fosfor je dán množstvím anorganických orthofosforečnanů (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), polyfosforečnanů a organicky vázaného fosforu. Do vod se fosfor dostává ve formě orthofosforečnanů a polyfosforečnanů z hnojiv, pracích a čistících prostředků atd. Organicky vázaný fosfor pochází z rozkladných produktů fauny a flóry, ze živočišného odpadu ale i z chemických přípravků používaných v zemědělství. Během letní a zimní stagnace dochází v sedimentech vlivem nízkého obsahu kyslíku k redukci nerozpustných železitých solí kyseliny fosforečné na rozpustné soli železnaté (Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>) a ty se následně během jarní a podzimní cirkulace dostávají do celého vodního sloupce. Ve vodních nádržích převládá přechod fosforu do sedimentu nad jeho zpětným uvolňováním. V období vegetace se zvýšeným výskytem fytoplanktonu dochází k vyčerpání rozpustných forem fosforečnanů. Výsledky mnoha studií ukázaly, že existuje vztah mezi koncentrací chlorofylu ve vodě a koncentrací fosforu, není však lineární ale spíše sinusoidní. Při nižších koncentracích fosforu bývá patrná převaha limitace systému fosforem, při vyšších koncentracích pak přechází limitace na světlo. Záporný vztah mezi velikostí biomasy fytoplanktonu a její fotosyntetickou aktivitou, tzv. samozastínění fytoplanktonu, způsobuje rychlý růst fytoplanktonu při nízkých biomasách, ale postupně pomalejší při vysokých biomasách, které snižují propustnost vody pro světlo. Z této závislosti vyplývá, že fotosyntetická aktivita klesá se zvyšující se biomasou fytoplanktonu. Z analytického modelu eutrofizace vyplynulo, že o produkci fytoplanktonu rozhoduje daleko více přísun fosforu než jeho koncentrace.

Množství celkového fosforu se zvýšilo v půli července roku 2012, pak do začátku srpna klesalo, druhé maximum bylo v druhém polovině srpna. Množství celkového fosforu kopírovalo hodnoty chlorofylu A a obsahu fykocyaninu, z toho lze dovodit, že fosfor byl obsažený v sinicích. V roce 2012 jen koncem srpna došlo k epizodickému zvýšení PO<sub>4</sub>, jinak hodnoty byly vždy pod 50 µg/l. Volně dostupný orthofosforečnan pocházel především z vnějších zdrojů a byl rychle odčerpáván přítomnými organizmy. Zůstává otázkou, jaké vnější zdroje to mohly být.

V roce 2013 fosfor a fosfát vykázaly podobný trend, s tím, že fosfát tvořil 10-20% celkového fosforu. Na fosfátu bylo výrazněji vidět, že se přitéká Chrudimkou, protože na jaře i v létě byly nejvyšší hodnoty na přítoku (odběrové místo č. 2), tyto hodnoty se dále směrem k hrázi snižovaly. Toto snížení je možné vysvětlit příjmem fosfátů mikroorganismy a rostlinami a také naředěním do většího objemu vody, protože objem nádrže blíže k hrázi mnohonásobně převyšuje objem u přítoku. U fosfátů bylo pozorováno, stejně jako u dusíkatých látek, že v prázdninových měsících (červenec, srpen) koncentrace u odběrových míst č. 4 a 6 v hypolimniu (uprostřed Sečské nádrže) převyšovaly hodnoty u přítoku. Je to možno vysvětlit výrazně anoxickým prostředím v hypolimniu, kdy vlivem nižšího pH a činnosti mikroorganismů dochází k uvolňování fosfátů ze sedimentů. Kolem 18. června došlo ke snížení jak celkového fosforu, tak i fosfátu, což není možné zdůvodnit jenom příjmem do sinic a řas, protože v tomto období koncentrace chlorofylu i fykocyaninu byla nízká. Srážky se také nevyskytly, až 27. června došlo ke zvýšení celkového fosforu,

z důvodu vydatných povodňových dešťů od 24. do 26.6, které z povodí Chrudimky přinesly na fosfor bohatou vodu.

V roce 2014 se v květnu dostávalo do nádrže vyšší množství všech forem fosforu, což může souviset s vyššími srážkami v povodí Chrudimky. Tato situace se opakovala i v prázdninových měsících a opět v měsíci září. Změny koncentrace všech forem fosforu se podobaly změnám obsahu celkového hladinového chlorofylu stejně, jako v předešlých letech. Obsah  $\text{PO}_4$  byl vysoký v květnu a potom až v září a to ve všech odběrových místech. Tyto změny koncentrace fosfátů korespondovaly s vyššími hodnotami hladinového sinicového chlorofylu.

V roce 2015 se nezměnil trend výskytu fosfátu, největší přísun byl z Chrudimky od druhé poloviny prázdnin do začátku září, ale zdaleka nedosáhl hodnot předchozího roku. Celkové množství fosforu v r. 2015 bylo rovněž nejvyšší na vzdutí a bylo možné pozorovat obdobný trend jako v předchozích letech, kdy jsou hodnoty celkového fosforu v hypolimniu vyšší, než u hladinových vzorků.

V roce 2016 se nezměnil trend výskytu fosfátu, největší přísun byl z Chrudimky do poloviny prázdnin. Od poloviny srpna do září se zvýšilo množství celkového fosforu v hypolimniu odběrového místa č. 4 na hodnotu kolem  $200 \mu\text{g/l}$ , po této době množství fosforu kleslo zpět pod  $50 \mu\text{g/l}$ . Stejně zvýšení se objevilo s asi měsíčním zpožděním u dna (v profundu) odběrového místa č. 6. Tyto výrazné, avšak epizodické, zvýšení obsahu celkového fosforu však nekorespondují ani s obsahem chlorofylu A nebo feopigmentů, ani s obsahem fykocyaninu. Avšak pozoruhodně dobře korespondovalo jak časově tak místně s nárůstem obsahu amonných iontů. Je otázka, zda může tento úkaz souviset s hypoxickým prostředím u dna, proti tomu stojí výrazný časový posun koncentrací jak celkového fosforu, tak obsahu amonných iontů nade dnem (v profundu) odběrového místa č. 6.

Součástí celkového fosforu jsou fosfáty, u kterých lze sledovat extrémně vysoké hodnoty z roku 2014 ( $25 \mu\text{g/l PO}_4$  průměrně,  $138 \mu\text{g/l PO}_4$  maximálně). I v roce 2016 nepřekračovaly hodnoty fosfátu  $25 \mu\text{g/l}$ . Z toho můžeme předběžně učinit závěr, že ve sběrném povodí horního toku Chrudimky nad VD Seč dochází v posledních letech ke zlepšování kvality vody z hlediska obsahu fosforu a fosfátů (roční průměr  $40\text{-}45 \mu\text{g/l}$  a  $8\text{-}16 \mu\text{g/l}$ ). Z těchto intervalů vybočují jen výjimečné hodnoty, které souvisí s nepředvídatelnými událostmi, jako jsou povodně a přívalové deště, nebo při extrémních podmínkách (dlouhodobé sucha a vedra, nízký stav vody, anoxie). Obvykle tyto jevy nelze předpovídat nebo ovlivnit, protože jsou kombinací meteorologických, fyzikálních a chemických podmínek. Zlepšená kvalita vody v Chrudimce zcela jistě souvisí výstavbou nových čističek a rekonstrukcí starších v povodí horního toku Chrudimky a s výrazným omezením nebo zánikem strojírenské výroby v dané oblasti (především Hlinsko a okolí).

### **Celkový dusík, $\text{NO}_3$ , $\text{NO}_2$ a $\text{NH}_4$**

Hlavní složkou v celkovém stanoveném množství dusíku jsou dusičnany, proto jejich koncentrace kopíruje koncentraci celkového dusíku. V roce 2012 sinice i řasy přijímaly a odčerpávaly ze systému dusičnany průběžně a jeho množství stejně jako celkový dusík průběžně klesalo. Vzestup amonných iontů v letních měsících pravděpodobně souvisel s velkým úbytkem kyslíku v hypolimniu, protože za anaerobních podmínek tam dochází k redukci dusičnanů na dusitanů a až na amonné ionty. Horší vysvětlení hovoří o možné kontaminaci splaškovými vodami, toto období korespondovalo s prázdninovými měsíci. Koncem srpna 2012 byla rovněž zjištěna kontaminace enterokokem. V roce 2012 došlo k extrémnímu zvýšení koncentrace dusitanů až na  $0,28 \text{ mg/l}$  uprostřed června na odběrových místech č. 4 a 6 v hypolimniu. Zvýšení obsahu dusitanů mohl souviset s teplotní

stratifikací, velkým snížením obsahu kyslíku a výraznou činností anaerobních mikroorganismů v hypolimniu.

V roce 2013, podobně jako v předchozím roce, dochází k průběžnému poklesu celkového dusíku i dusičnanů od května do října z počátečních hodnot 2,5-3,5 mg/l na 1,5-2 mg/l, mimo období po červnových povodních, kdy Chrudimka přinesla větší množství dusičnanů. U dusitanů ani u amonných iontů se žádné zvýšení těsně po povodních neprojevovalo. Zato v období prázdnin se na odběrovém místě č. 4 a 6 v hypolimniu výrazněji zvýšilo množství amonných iontů, což se shoduje se zvýšením obsahu fosforu v těchto měsících. Mohlo to souviset s výrazně anoxickým prostředím v hypolimniu a s mikrobiální činností. V měsíci září kleslo množství amonných iontů a na začátku října se vyrovnalo s ostatními odběrovými místy. Koncem prázdnin 2013 se zvýšily hodnoty dusičnanů na přítoku Chrudimky do vodní nádrže Seč, což je možné dát do souvislosti s výraznějším zvýšením srážek v tomto období. Dusitany v roce 2013 neukázaly žádné výraznější zvýšení, hodnoty se během vegetačního období pohybovaly v rozmezí 0,01-0,05 mg/l, se dvěma zvýšenými hodnotami 0,08 mg/l uprostřed července a 0,11 mg/l koncem října.

I v letech 2014, 2015 a 2016 byl průběh obsahu celkového dusíku a dusičnanů obdobný předchozím rokům. Obsah dusitanů se výrazněji zvýšil v roce 2014 až během srpna a od poloviny července se v hypolimniu projevilo zvýšení koncentrace  $\text{NH}_4$ , které ve větších hloubkách přetrvávalo až do začátku října, kdy se koncentrace opět ustálila na nízkých hodnotách. Tento jev se opakovaně objevil i v předchozích letech. Proto jsme v roce 2014 provedli v letním období několik kontrolních odběrů v Čáslavské zátocě, kolem níž je poměrně významná chatová zástavba, protože analýzy nepotvrdily nárůst hodnot amoniakálního dusíku, lze tento nárůst s velkou pravděpodobností přičíst letní teplotní stratifikaci a vzniku anoxického prostředí v hloubkách pod 6 m, kdy v průběhu prázdninových měsíců se nasycení kyslíkem dostávalo vždy k velmi nízkým hodnotám. V květnu roku 2015 se u dusitanu objevilo zvýšení koncentrace jako v letech 2012 a 2014, které se však dostalo zpět na nízkou úroveň do poloviny června a do konce sledovaného období zůstalo na této úrovni. Obsah amonných iontů výrazně vzrostl v prázdninových měsících v hypolimniu odběrového místa č. 4, v hypolimniu a profundu odběrového místa č. 6 došlo k nárůstu později, až ve druhé polovině srpna a zvýšená koncentrace přetrvávala až do října na všech odběrových místech. Zdá se, že tento jev souvisel s klimatickými podmínkami v daném roce a s nízkým nasycením vody kyslíkem v hypolimniu i profundu, kdy ještě koncem září se nasycení kyslíkem v hloubkách pod 17 m blížilo k nule.

V roce 2016 se nezměnil trend výskytu celkového dusíku, a protože dusičnany jsou hlavní součástí celkového stanoveného dusíku, měl jejich výskyt podobný trend. Obsah amonných iontů v hypolimniu měl obdobný průběh jako v přechodných letech. Z nízkých hodnot (kolem 0,1 mg/l) v hypolimniu odběrového místa č. 4 se během srpna dostal na hodnotu přes 1 mg/l, v profundu odběrového místa č. 6 došlo k tomuto nárůstu během září. Tyto výrazné, avšak epizodické, zvýšení obsahu amonných iontů však nekoresponduje ani s obsahem chlorofylu A nebo feopigmentů, ani s obsahem fykocyaninu. Korespondovalo však jak časově tak místně s nárůstem obsahu fosforu. Nevíme, zda může tento nárůst souviset s hypoxickým prostředím u dna pro výrazný časový posun koncentrací jak obsahu amonných iontů, tak celkového fosforu v profundu odběrového místa č. 6.

### **Množství chlorofylu a, feopigmentů a fykocyaninu**

Na hladinách fotosyntetických pigmentů sinic a řas lze kvantitativně pozorovat rozvoj vodního květu. Maximum rozvoje sinic i řas bylo v roce 2012 na základě stanoveného množství fykocyaninu i chlorofylu a pozorováno v závěru vegetačního období na přelomu srpna a září. Koncentrace chlorofylu A i fykocyaninu ukazovaly na to, že sinice

se množily především u přítoku Chrudimky a v epilimniu. Pokud na povrchu dochází k masivnímu rozmnožení sinic a řas, tak se do hlubších vrstev vody nedostane dostatek světla a tím se tam omezí fototrofní život. Množství chlorofylu a i fykocyaninu ukazovalo na to, že ve stanovených vzorcích byl vysoký obsah sinic. Nejdůležitějšími rozkladnými produkty chlorofylů jsou feopigmenty, jejichž poměr k chlorofylu a indikoval dobrý fyziologický stav řas a sinic. V roce 2013 byla situace obdobná, největší obsah sinic i řas byl v epilimniu, avšak na rozdíl od předešlého roku bylo celkové množství fytoplanktonu nižší. Ve vzorcích odebraných planktonní sítí převažovaly řasy a během celého vegetačního období byl pozorován velký obsah zooplanktonu, především nižších korýšů, kteří mohli v roce 2013 zapříčinit omezení rozvoje vodního květu. V roce 2014 došlo během prázdninových měsíců a v září k výraznějšímu rozvoji fytoplanktonu, hlavně v oblasti vzdutí, což se projevilo v nárůstu množství chlorofylu a. Nárůst chlorofylu a byl zapříčiněn v prázdninových měsících hlavně rozvojem řas, zatímco v září za něj byl odpovědný nárůst sinic, což lze sledovat na poklesu množství chlorofylu a, nárůstu hodnot feopigmentů a zároveň nárůstu fykocyaninu, což odpovídalo převládání sinic ve fytoplanktonu. V roce 2015 byl pozorován velký nárůst fytoplanktonu v období začátku prázdnin, což korespondovalo s naměřenými hodnotami chlorofylu a i fykocyaninu, vysoké hodnoty feopigmentů během července až začátkem srpna indikovaly odumírání fytoplanktonu, což bylo potvrzeno i výrazným snížením obsahu chlorofylu a i fykocyaninu. Lze to dát do souvislosti s výrazným ochlazením na přelomu července a srpna, kdy se teploty vzduchu snížily až o 20°C a poté se znovu během krátké doby vrátily k vysokým hodnotám a s tím došlo k dalšímu rozvoji fytoplanktonu, kde začaly podle naměřených hodnot fykocyaninu převládat sinice. Tento stav přetrvával až do první poloviny září, kdy celková produkce fytoplanktonu začala klesat. V roce 2016 byla celková hladina chlorofylu A nižší a s malými výkyvy stabilní, ve srovnání s předchozími lety nepřestoupila ani na vzdutí hodnotu 50 µg/l. Množství feopigmentů bylo nízké s výjimkou začátku léta na vzdutí, kdy dosahovalo až 20 µg/l, což indikovalo zhoršení stavu fytoplanktonu. Lze to dát do souvislosti s celkovou nižší teplotou vzduchu i vody, což zřejmě potlačilo další rozvoj fytoplanktonu. Hladina fykocyaninu byla během roku stabilní s výjimkou přelomu května a června, kdy se na vzdutí zvýšila na trojnásobek, což indikovalo zvýšení obsahu sinic ve fytoplanktonu.

### **Statistické vyhodnocení výsledků**

Po naměření všech primárních dat byly provedeny statistické analýzy. Tyto data popisují stav prostředí a změny sledovaných proměnných. Obsahují také data o primárních producentech (fytoplanktonu, ve vodní nádrži to jsou sinice a řasy), jejichž společenství studujeme. Úkolem bylo najít proměnné s nejvýznamnějším vlivem na rozvoj fytoplanktonu pro možnost ovlivnění jeho množení.

Mnohorozměrná data je možné analyzovat různými statistickými metodami, např. regresními modely, gradientovou, klastrovou nebo diskriminační analýzou a dalšími. Naše získaná data byla statisticky hodnocena pomocí analýzy hlavních komponent (Principal Component Analysis: PCA). Metoda PCA je explorativní a zároveň také testovací metodou. Při této analýze byly nalezeny teoretické proměnné (ordinační osy), popisující variabilitu systému. Hodnoty variability těchto os popisují faktory 1 a 2 v grafech na přílohách č. 21a až 21d. Tento model lze také představit jako zmapování mnohorozměrného prostoru v dvoudimenzionálním vyjádření (2D-diagram), z kterého se dá usuzovat na vztahy mezi sledovanými proměnnými. Z grafů lze odvozovat interakce mezi jednotlivými parametry prostředí a živým společenstvem (fytoplanktonem). Na diagramech modelu se dají pozorovat různé síly vztahů mezi jednotlivými proměnnými. Pokud jsou jejich vektory

blízko sebe je vztah mezi proměnnými silnější a přímý, zatím co při úhlu vektorů nad 90° jsou vztahy nepřímé. Délka vektorů reprezentuje statistickou průkaznost vztahu.

Pomocí analýzy hlavních komponent (PCA) byly vytvořeny grafy pro epilimnia a hypolimnia jednotlivých odběrových míst. Pozorovatelné rozdíly v délce a směru vektorů v jednotlivých letech ukazují na změnu vztahů mezi jednotlivými parametry prostředí a živým společenstvem (fytoplanktonem).

V epilimniu se nachází nejdůležitější součást sledovaného fytoplanktonního systému, tedy sinice a řasy. Jejich množství a rozvoj ovlivňuje charakteristiky prostředí, jako je průhlednost, zákal vody i množství fotosyntetických pigmentů (fykocyanin, chlorofyl A a jeho degradační produkty). Naopak např. množství přítomného fosforu a dusíku má přímý vliv na rozvoj a fyziologický stav fytoplanktonu. V hypolimniu probíhají biologické i fyzikálně chemické procesy, které PCA dobře zobrazuje. Patří sem silné vztahy mezi teplotou vody, pH, nasyceností vody kyslíkem i obsahem minerálních látek, jako např. amoniaku a fosforu, které ovlivňují rozvoj fytoplanktonu.

Data, která byla podrobena PCA, byla dále statisticky analyzována metodou korelační analýzy v programu „Statistica“. Výsledky korelační analýzy jsou uvedeny v tabulce v příloze č. 22. Tato tabulka obsahuje vypočítané Pearsonovy korelační koeficienty (s hladinou významnosti  $p < 0,05$ ), které vyjadřují míru statistické závislosti dvou kvantitativních proměnných. Pokud jsou hodnoty korelačního koeficientu kladné, jedná se o přímou závislost, tedy s jednou rostoucí veličinou roste i druhá. Korelační koeficient, jehož hodnoty nabývají záporných čísel, udává nepřímou závislost proměnných, tedy pokud jedna veličina roste, tak druhá klesá. Hodnoty korelačních koeficientů se pohybují v intervalu 1 až -1 a příslušné hodnoty v tomto intervalu určují sílu závislosti. Pokud hodnoty dosáhnou krajních mezí (1 nebo -1) je mezi proměnnými lineární závislost a datové body by ležely na přímce. Korelace neimplikuje kauzalitu, tedy korelační koeficient výrazně odlišný od nuly není důkazem funkčního vztahu proměnných, jen ukazuje na možnost vzájemné ovlivnění.

Pro přehlednost jsou vypočítané korelační koeficienty prezentovány ve formě barevné matice, jenž je souhrnem hodnot pro všechny proměnné. Vzájemné korelace byly zjištěny pro fyzikální faktory, které ovlivňují vlastnosti vody. Jedním z těchto faktorů je teplota vody, která přímo ovlivňuje nasycení kyslíkem a také hodnotu pH v důsledku nižší rozpustnosti  $O_2$  a  $CO_2$  při vyšších teplotách. Tyto vztahy potvrdily vypočítané korelační koeficienty mezi teplotou vody a nasycením  $O_2$ , pH, a také mezi hodnotou pH a nasycením  $O_2$  a absolutním množstvím  $O_2$ .

Mezi vodivostí a množstvím chloridu ve vodě byla zjištěna přímá závislost. Tento vztah je dobře známý fyzikální fakt. Naopak vzájemné vztahy mezi vodivostí a zákalem, obsahem fosforu, fosfátu, dusíku a dusičnanů nejsou dosud zcela známy. Pozitivní korelace byla vypočítána mezi vodivostí a zákalem, obsahem fosforu, fosfátu, naopak mezi vodivostí a dusíkem a dusičnany byla zjištěna negativní korelace. Vztah mezi vodivostí a zákalem poukazuje na přítékající znečištěnou vodu. Toto znečištění může být způsobeno vyplavováním půdy a říčních sedimentů, nebo antropogenním znečištěním odpadních vod. Na znečištění vody dále poukazuje pozitivní korelace mezi chemickou spotřebou kyslíku a zákalem a silná negativní korelace chemické spotřeby kyslíku a průhlednosti i nepřímá závislost mezi zákalem a průhledností.

Z výsledků uvedených v korelační matici je patrná negativní korelace mezi vodivostí a obsahem dusíku a dusičnanů. Tato závislost se projevila i u proměnné pH. Naopak pro oxidačně-redukční potenciál a formy dusíku je z matice patrná silná pozitivní korelace. Všechny uvedené závislosti vyjadřují fyzikálně chemické procesy, přičemž přítékající ionty silně ovlivňují jak hodnotu pH, tak vodivost. Dále byla zjištěna negativní korelace mezi kyslíkem a amoniovým kationtem, která ukazuje na anoxické prostředí v hypolimniu, kde probíhá redukce dusíku, a zvyšuje se tak koncentrace amoniaku.

Na základě hodnot korelačních koeficientů pro koncentraci fosforu můžeme potvrdit vztah této veličiny se zákalem, průhledností, chemickou spotřebou kyslíku, fosfátem a zároveň chlorofylem A. Zjištěné vzájemné závislosti jsou důkazem růstu mikroorganismů, při kterém zvyšující se biologická aktivita snižuje průhlednost vody a zvyšuje koncentraci organických látek ve vodě.

Korelace chlorofylu A a fykocyaninu spolu s výsledky mikroskopického druhového určení mikroorganismů dokazuje, že hlavní příčinou přítomnosti chlorofylu A jsou sinice. Tyto fotoautotrofní mikroorganismy nejenže reagují na přítomnost kyslíku (zvýšený růst při zvýšeném množství kyslíku), ale ovlivňují své prostředí produkcí kyslíku.

### **Hladinový i hloubkový sinicový („Blue“) a celkový („Total“) chlorofyl a četnost sinic ve vzorcích síťového planktonu**

Rozborem vzorků v roce 2012 byla potvrzena přítomnost zelených řas, sinic, rozsivek a skrytěnek. Na začátku vegetačního období bylo přítomno mnoho druhů. Biodiverzita ale vždy klesala s rozvojem vodního květu, v kterém ovládá většinu biotopu pouze několik druhů. V roce 2012 na Seči nedošlo k tak masivnímu rozvoji sinic, rozsivek a řas jako v předchozích letech. V odebraných vzorcích se stanovoval fluorimetricky celkový obsah chlorofylu a obsah sinicového chlorofylu. Naměřená data nám poskytla obraz o zastoupení sinic i řas ve fytoplanktonu. V roce 2013 se situace opakovala s tím rozdílem, že celkový počet jedinců ve vzorcích byl nižší a zastoupení sinic v odebraných vzorcích byl rovněž nižší. V roce 2013 to přičítáme mimo klimatických poměrů i velkému rozvoji zooplanktonu (především nižších koryšů) v epilimniu, který je predátorem fytoplanktonu a úspěšně tak omezil jeho rozvoj. V roce 2014 bylo naměřené množství celkového hladinového chlorofylu obdobné jako v roce 2013. Avšak obsah sinicového hladinového i hloubkového chlorofylu od konce srpna prudce vzrostl a do konce sledovaného období se udržel poměrně vysoký, zastoupení sinicového chlorofylu přesáhlo 80% na všech odběrových místech mimo odběrového místa č. 2. Toto se prokázalo i druhovou analýzou zastoupení jednotlivých skupin fytoplanktonu a nárůstem jejich počtů. Výraznější nárůst počtu sinic a procento jejich zastoupení ve fytoplanktonu bylo pozorováno i v měsíci červnu, během prázdninových měsíců byla ve fytoplanktonu převaha řas, rozsivek a skrytěnek.

V roce 2012 byly nejčastěji zastoupenými druhy sinic *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis aeruginosa* a *Microcystis ichthyoblabe*. V roce 2013 převládaly ve vzorcích sinice *Woronichinia naegeliana*, *Fragilaria crotonensis*, *Synechococcus elongatus*, *Plagioselmis lacustris*, a druhy *Microcystis*. V roce 2014 převládaly během vegetačního období sinice *Anabaena lemmermannii*, *Woronichinia naegeliana* a některé druhy *Microcystis*. V roce 2015 převládaly druhy *Aphanizomenon yezoense* a druhy klasicky tvořící vodní květ: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis ichthyoblabe* a *Woronichinia naegeliana*.

Jednotlivé druhy sinic mají rozdílné nároky na prostředí. Například *Aphanizomenon flos-aquae* roste optimálně při vysokých teplotách a při velmi intenzivním slunečním záření. Druhy *Microcystis*, *Woronichinia*, a další druhy z rodu *Cyanophyceae*, které ke svému množení nepotřebují příliš vysokou teplotu, mají mimořádnou schopnost přemnožení zejména v jarních měsících. Některé další druhy preferují nízké teploty, tyto druhy se mohou množit i v zimních měsících, jako např. *Limnothrix redekei*. *Woronichinia naegeliana* je psychofilní druh z toho také vyplývá, že je více zastoupena v podzimních populacích fytoplanktonu. *Microcystis aeruginosa* i *M. ichthyoblabe* jsou teplomilnými druhy, jejich maximální růst nastává ve vodách při 30° C.

Populace sinic byly vždy na počátku sledovaných období velmi různorodé, během vegetačního období však převládaly výše uvedené druhy. Jejich zastoupení se však měnilo i v průběhu vegetačního období v závislosti na klimatických podmínkách i na přísunu živin.

### **Četnost „filtrátorů“ (zooplanktonu) ve vzorcích síťového planktonu**

Zooplankton není přímo závislý na výživě živinami. Většina zooplanktonu je proto ovlivněna živinami nepřímo, vlivem živin na kvalitu a kvantitu jejich řasové, bakteriální nebo detritové potravy. Pouze v menším rozsahu a nepřímo může být ovlivněn fyzikálně-chemickými podmínkami vodního prostředí jako je pH a koncentrace kyslíku, které se mohou měnit v důsledku metabolismu řas. Druhová sukcese a populační růst zooplanktonu jsou proto regulovány změnami ve fytoplanktonu, který je zase kontrolován fyzikálními parametry, jako je např. teplota vody, nebo chemickými parametry, jako je množství živin. Velký vliv na druhové složení, perzistenci či eliminaci zooplanktonu v oligotrofních i eutrofních vodách má predace rybami i některými bezobratlými (*Cyclops*, *Leptodora*, *Chaoborus*) a pokud tyto predátoři nejsou v příliš velkém množství, tak zooplankton může účinně přispívat k regulaci fytoplanktonu.

### **Závěry**

Tato studie probíhala v letech 2012 až 2016 a během ní jsme se setkali i s klimatickými extrémy, kdy začátkem léta 2013 byly intenzivní deště, které vedly až k povodním, rok 2015 byl extrémně suchý s vysokými letními teplotami a rok 2016 byl suchý, avšak s nižšími teplotami vzduchu. Na rozdíl od předcházejících let nedošlo v letech 2012 až 2016 k masivnímu přemnožení fytoplanktonu na vodní nádrži Seč. Důvodů, proč v letních měsících množství sinic a řas nedosáhlo kritických hodnot, je více. Rozhodujícím faktorem byl jistě nedostatek dostupných živin ve vodě. Protože sinice jsou schopny fixace atmosférického dusíku, nejsou jeho nedostatkem zvláště limitovány, i když ve vodě rozpuštěné dusíkaté látky využijí pro svůj růst. Ke svému růstu potřebují především fosfor. Koncentrace dostupného fosfátu ( $PO_4$ ) byly během jarních období nízké, avšak koncem prázdnin se každý rok zvýšila jeho koncentrace na dvoj- až pětinasobek průměrných ročních hodnot, což mělo za následek rozvoj populací především sinic na vzduť. Dalším důvodem limitace růstu fytoplanktonu je teplota vody, která v povrchových vrstvách nepřesáhla  $25^\circ C$ . Dokonce ani v roce 2015, který byl teplotně velmi nadprůměrný. V roce 2015 bylo v letních měsících 23 dnů s maximální denní teplotou vyšší než  $35^\circ C$ , nepřesáhla hladinová teplota vody výrazněji  $25^\circ C$ . V kombinaci s nízkým obsahem fosforu začátkem prázdnin byl přibrzděn rozvoj populací fytoplanktonu. Ve druhé polovině prázdnin začal obsah fosforu ve vodě stoupat především v oblasti vzduť a s tím docházelo k dalšímu rozvoji fytoplanktonu, jehož vrchol byl v září. Významnou složkou v rozvíjejícím se fytoplanktonu byly na rozdíl od jarního fytoplanktonu sinice, to dokazují vysoké hodnoty fykocyaninu v oblasti vzduť. V podzimních měsících sledovaných let se vodní těleso ochlazovalo pomaleji a teplota vody byla dlouho stabilní nad  $15^\circ C$ . I tento jev mohl v září a říjnu přispívat k rozvoji populací sinic. Rok 2016 byl chladnější, voda se méně prohřívala a současně ještě pokleslo přitékající množství živin ve srovnání s předchozím rokem, což se projeвило i v menším rozvoji fytoplanktonu.

Bohužel nemáme k dispozici ucelená data z let, kdy docházelo k výrazné tvorbě vodního květu, která bychom mohli porovnat se zatím získanými daty.

Potvrdilo se i statistickým vyhodnocením všech naměřených výsledků, že na rozvoj vodního květu má především vliv množství a rychlost přísunu okamžitě využitelného

fosforu ve formě rozpustného fosfátu (PO<sub>4</sub>) a výrazný dopad mají klimatické podmínky v daném roce. S výstavbou nových čističek a rekonstrukcí starších v povodí horního toku Chrudimky se výrazně zlepšila kvalita vody v řece, což souvisí i s výrazným omezením nebo zánikem strojírenské výroby v dané oblasti (především Hlinsko a okolí). Pokud se podaří i nadále omezovat přísun fosforu z povodí řeky Chrudimky a nebudou na jaře a začátkem léta výrazně vysoké teploty vzduchu, které více prohřejí vodní těleso, lze očekávat, že v následujících letech nebude docházet k masovému rozvoji fytoplanktonu.

## Poděkování

Autoři děkují Akademii věd České republiky a Krajskému úřadu Pardubice za finanční podporu tohoto výzkumu a pracovníkům laboratoří Povodí Labe za provedení analýz. Zvláště děkují Ing. L. Redererovi, Dr. V. Kozovi, Ing. M. Ferenčíkovi a Ing. J. Pešavovi, pracovníkům Povodí Labe za úzkou spolupráci a poskytnutí mnoha cenných rad při práci. Dále děkují za pomoc při odběrech vody hráznému, panu Vladimíru Stárkovi a bývalým kolegyním Mgr. Šárce Loukotové, Mgr. Pavlu Štangelové a BSc. Tereze Jíšové. Za pečlivé přečtení a kritickou kontrolu rukopisu děkují Ing. Veronice Zemanové, PhD. a Doc. Ing. Milanu Pavlíkovi, CSc.

## Literatura

- Balaji S, Gopi K, Muthuvelan B (2013) A review on production of poly beta hydroxybutyrates from cyanobacteria for the production of bio plastics. *Algal Research* 2: 278-285
- Barrington DJ, Reichwaldt ES, Ghadouani A (2013) The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. *Ecological Engineering* 50: 86-94
- Chappell, P.D., Vedmati, J., Selph, K.E., Cyr, H.A., Jenkins, B.D., Landry, M.R., Moffett, J.W. (2016) Preferential depletion of zinc within Costa Rica upwelling dome creates conditions for zinc co-limitation of primary production. *Journal of Plankton Research* 38, 244-255.
- Cronberg, G., Annadotter, H., Lawton, L.A. 1999. The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, S Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation. *Hydrobiologia* 404, 123-129.
- Cury P, Shannon L (2004) Regime shifts in upwelling ecosystems: observed changes and possible mechanisms in the northern and southern Benguela, *Progress in Oceanography* 60, 223–243.
- Decima, M., Landry, M.R., Stukel, M.R., Lopez-Lopez, L., Krause, J.W. (2016) Mesozooplankton biomass and grazing in the Costa Rica Dome: amplifying variability through the plankton food web. *Journal of Plankton Research* 38, 317-330.
- Dissook S, Anekthanakul K, Kittichotirat W (2013) Screening of Gold Biomineralization Mechanism in Cyanobacteria. *Procedia Computer Science* 23: 129-136.
- Ekvall, M. K., Martin, J. C., Faassen, E. J., Gustafsson, S., Lüring, M., Hansson, L-A. 2013. Synergistic and species-specific effects of climate change and water colour on cyanobacterial toxicity and bloom formation. *Freshwater Biology* 58, 2414–2422.
- Elliott JA (2012) Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Research* 46: 1364-1371



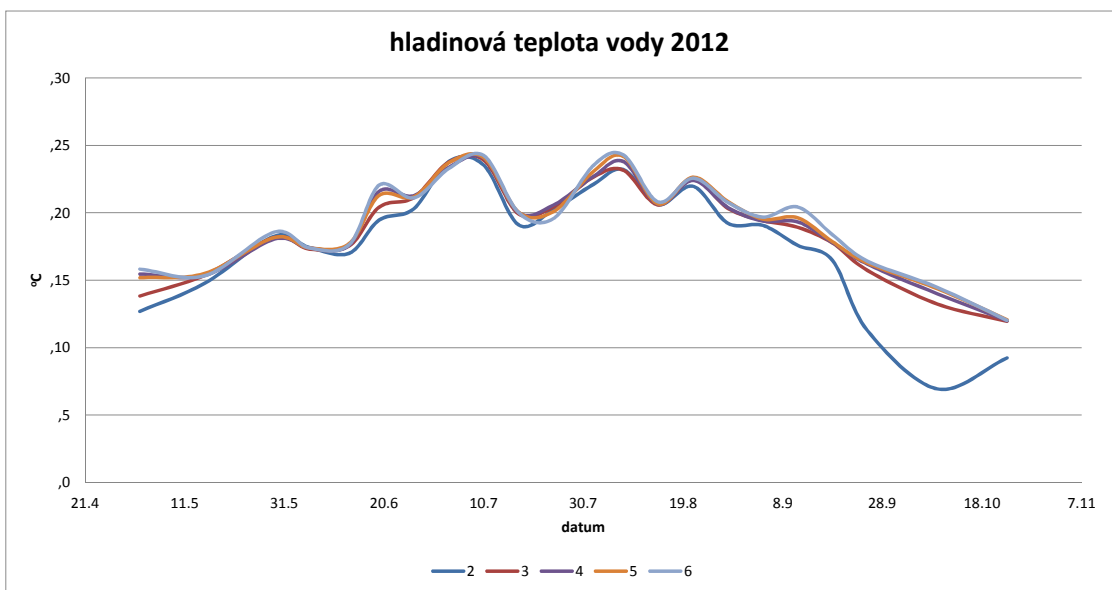
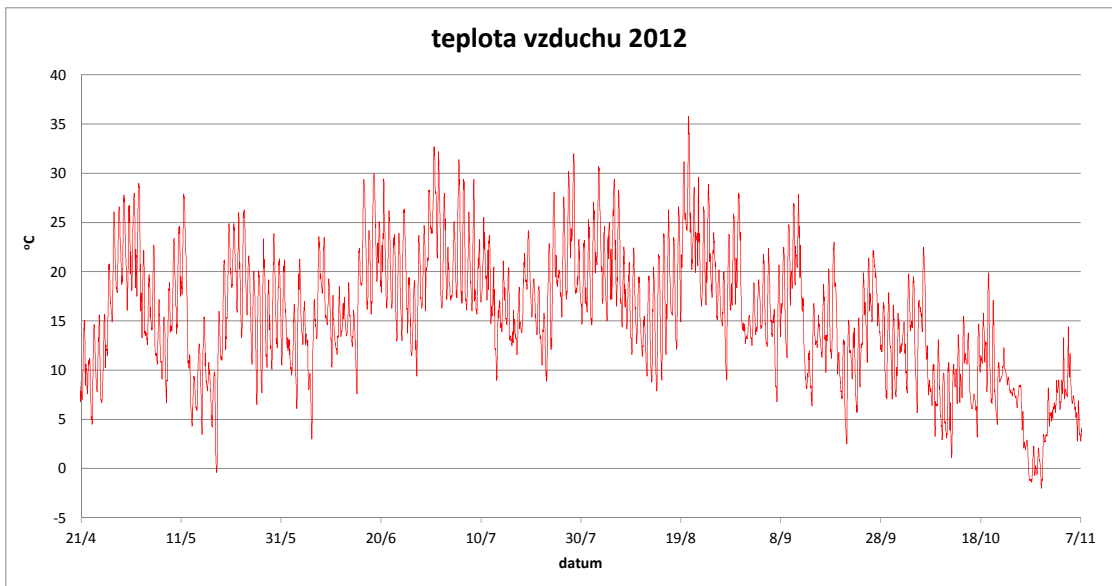
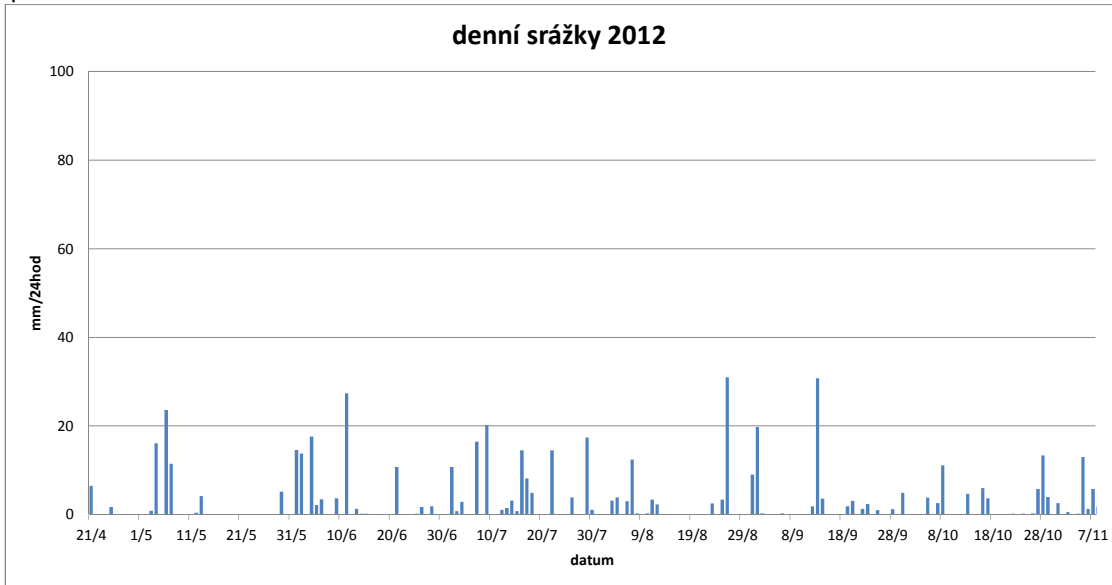
- Fykologická laboratoř, Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty JU v Českých Budějovicích <http://www.sinicearasy.cz> (M. Krautová, Cyanobacteria – tvary stélek)
- Gupta V, Ratha SK, Sood A, Chaudhary V, Prasanna R (2013) New insights into the biodiversity and applications of cyanobacteria (blue-green algae) - Prospects and challenges. *Algal Research* 2: 79-97.
- Hampel, D. (2015) Metoda hlavních komponent a faktorová analýza, Ústav statistiky a operačního výzkumu, Mendelova univerzita v Brně <http://envimet.czechglobe.cz/>
- Hans W. Paerl, Nathan S. Hall, Elizabeth S. Calandrino, Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change, *Science of The Total Environment* 409, 2011, 1739-1745.
- Haruštiaková, D., Jarkovský, J., Littnerová, S., Dušek L. (2012) Vícerozměrné statistické metody v biologii, Institut biostatistiky a analýz Lékařské a Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity, Brno <https://www.iba.muni.cz/res/file/ucebnice/jarkovsky-vicerozmerne-statisticke-metody.pdf>
- Herben, T., Münzbergová, Z. (2003) Zpracování geobotanických dat v příkladech, Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze <https://web.natur.cuni.cz/~herben/>
- Hodačová A (2011) Sinice spojené se stromatolitovými biofilmy v německém potoce Westerhöfer, Diplomová práce, Katedra botaniky Univerzita Karlova v Praze
- Imai, H., Chang, K-H., Kusaba, M., Nakano, S-I. 2009. Temperature-dependent dominance of *Microcystis* (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii* J. *Plankton Research* 31, 171–178.
- Jančula D., Maršálek B., Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms, *Chemosphere* 85, 2011, 1415-1422.
- Jarkovský, J. (2015) Analýza a management dat pro zdravotnické obory, Analýza klinických dat, Institut biostatistiky a analýz Lékařské a Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity, Brno <http://portal.matematickabiologie.cz>
- Kalina T, Váňa J 2010 Sinice, řasy, houby, mechorosty, Univerzita Karlova v Praze, Nakl. Karolinum
- Komárek J, Mareš J (2012) An update to modern taxonomy (2011) of freshwater planktic heterocytous cyanobacteria. *Hydrobiologia* 698: 327-351
- Koza V, Rederer L, Povodí Labe, Způsob monitoringu a hodnocení zobrazovaných parametrů, [http://www.pvl.cz/portal/jvn/cz/popis\\_cz.htm](http://www.pvl.cz/portal/jvn/cz/popis_cz.htm)
- Kusakabe T, Tatsuke T, Tsuruno K, Hirokawa Y, Atsumi S, Liao JC, Hanai T (2013) Engineering a synthetic pathway in cyanobacteria for isopropanol production directly from carbon dioxide and light. *Metabolic Engineering* 20: 101-108.
- Lepš J., Šmilauer, P. (2000) Mnohorozměrná analýza ekologických dat, Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích <http://regent.bf.jcu.cz/skripta.pdf>
- Nicolle, L-A., Granéli, A., Hallgren, W., Kritzberg, P., Persson, E., Björk, A., Nilsson, J., Brönmark, P. A., 2013. Food-chain length alters community responses to global change in aquatic systems. *Nature Climate Change* 3, 228–233.
- Lürling M, Faassen EJ (2012) Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Research* 46: 1447-1459.
- Lürling, M., van Oosterhout, F. 2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research* 47, 6527-6537.
- Maštera J., Proč se v rybnících na Vysočině nedá koupat? [http://amphibia.webzdarma.cz/rybniky\\_a\\_koupani.htm](http://amphibia.webzdarma.cz/rybniky_a_koupani.htm)
- Matthijs HCP, Visser PM, Reeze B, Meeuse J, Slot PC, Wijn G, Talens R, Huisman J (2012) Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Research* 46: 1460-1472.
- Moses, J., Barker, M. 2014. Research Summary: The Effect of Cyanobacteria Blooms on Zooplankton Species Diversity in Two Northern Kentucky Lakes, <http://www.lakescientist.com>
- Navrátilová M (2008) Studium sezónních změn jakosti vody ve vírské nádrži, Diplomová práce, Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí
- Obrázek Phycobilisome, <http://wiki.kazusa.or.jp>
- Olsson-Francis K, Cockell CS (2010) Use of cyanobacteria for in-situ resource use in space applications. *Planetary and Space Science* 58: 1279-1285.
- Paerl HW, Paul VJ (2012) Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46: 1349-1363.
- Paerl HW., NS. Hall, Calandrino ES., Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change, *Sci Total Env* 409, 2011, 1739-1745.
- Phillips GL (2005) Eutrophication of Shallow Temperate Lakes, in *The Lakes Handbook, Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation* by P.E. O'Sullivan, C.S. Reynolds, Blackwell Science Ltd., pp. 261-278.

- Rajaniemi P, Hrouzek P, Kaštovská K, Willame R, Rantala A, Hoffmann L, Komárek J, Sivonen K (2005) Phylogenetic and morphological evaluation of the genera *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Trichormus* and *Nostoc* (Nostocales, Cyanobacteria). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 55: 11-26.
- Rajasekhar P, Fan L, Nguyen T, Roddick FA (2012) Impact of sonication at 20kHz on *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* and *Chlorella* sp. *Water Research* 46: 1473-1481.
- Ramanan, R., Kim, B.H., Cho, D.H., Oh, H.M., Kim, H.S. (2016) Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications. *Biotechnology Advances* 34, 14-29.
- Rederer L (2011) Kvalita vody na VD Seč, zpráva Povodí Labe
- Reitzel, K., Lotter, S., Dubke, M., Egemose, S., Jensen, H. S., Andersen F. Ø. 2013. Effects of Phoslock® treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. *Hydrobiologia* 703, 189–202.
- Rulik M, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, Olomouc, <http://ekologie.upol.cz>
- Singh P, Singh S, Elster J, Mishra A (2013) Molecular phylogeny, population genetics, and evolution of heterocystous cyanobacteria using *nifH* gene sequences. *Protoplasma* 250: 751-764.
- Sinice a koupání v přírodě, Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, <http://www.sinice.cz>
- Suganya, T., Varman, M., Masjuki, H.H., Renganathan, S. (2016) Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 55, 909-941.
- Sukenik A, Zohary T, Padisak J, (2009) Cyanoprokaryota and Other Prokaryotic Algae. In: GE Likens (Eds.). *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 138-148.
- Škaloud P, Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, <http://botany.natur.cuni.cz/algologie>
- Trolle D., Elliott JA., Mooij WM., Janse JH., Bolding K., Hamilton DP., Jeppesen E., Advancing projections of phytoplankton responses to climate change through ensemble modelling, *Environmental Modelling & Software* 61, 2014, 371-379.
- Vašek M., Prchalová M., Peterka J., Ketelaars H.A.M., Wagenvoort A.J., Čech M., Draštík V., Říha M., Jůza T., Kratochvíl M., Mrkvička T., Blabolil P., Boukal D.S., Duras J., Kubečka J. 2013: The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. *Ecological Engineering* 52: 104-111.
- Vincent WF, (2009) Cyanobacteria. In: GE Likens (Eds.). *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 226-232.
- WHO (1999) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide To Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. Ingrid Chorus and Jamie Bartram (eds). World Health Organization
- WHO (2003) *Guidelines for Safe Recreational Water Environments, Vol 1: Coastal and Fresh Waters*. World Health Organization
- WHO (2006) *Guidelines for Drinking-water Quality- First Addendum to Third Edition. Vol 1: Recommendations*. World Health Organization
- Yang, M. J., Lin, J. W., Zhan, Y. H., Zhang, H. H. 2014. Adsorption of phosphate from water on lake sediments amended with zirconium-modified zeolites in batch mode. *Ecological Engineering* 71, 223-233.
- Zamparas, M., Zacharias, I. 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Science of the Total Environment* 496, 551-562.
- Zamyadi A, Dorner S, Sauve, Ellis D, Bolduc A, Bastien C, Prevost M (2013) Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Wat Res* 47: 2689-2700.
- Zehr JP, Mellon MT, Hiorns WD (1997) Phylogeny of cyanobacterial *nifH* genes: Evolutionary implications and potential applications to natural assemblages. *Microbiology-Uk* 143: 1443-1450.
- Zhang J, Xie P, Tao M, Guo L, Chen J, et al. (2013) The Impact of Fish Predation and Cyanobacteria on Zooplankton Size Structure in 96 Subtropical Lakes. *PLoS ONE* 8(10): e76378. doi:10.1371/journal.pone.0076378.

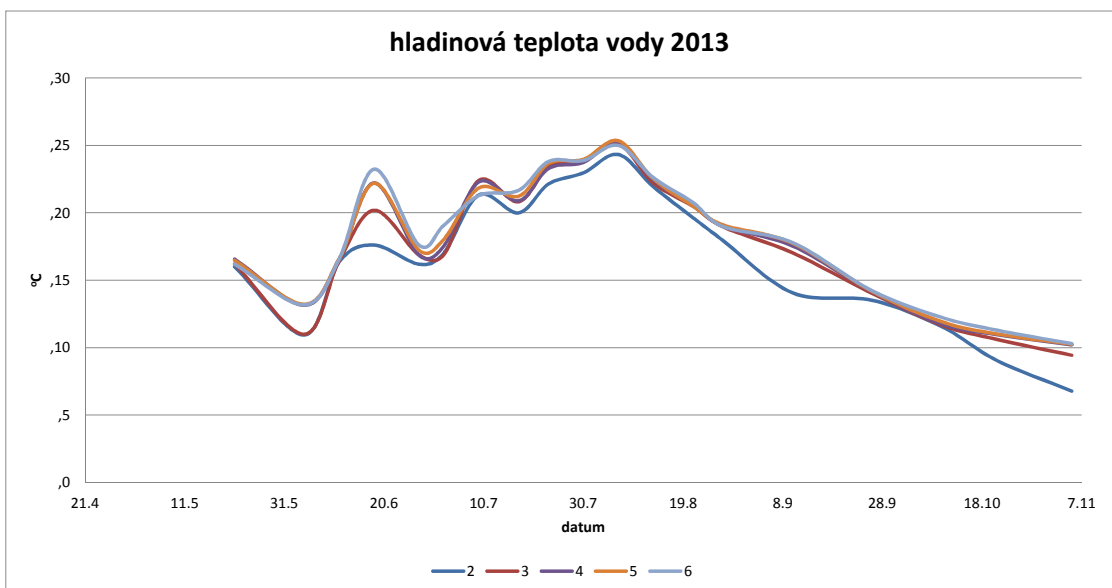
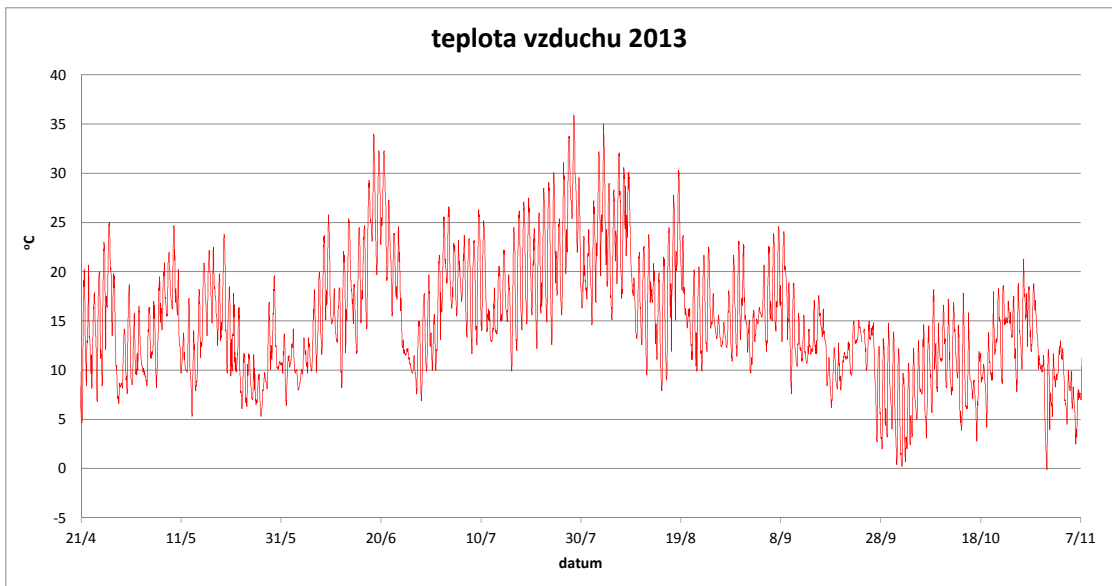
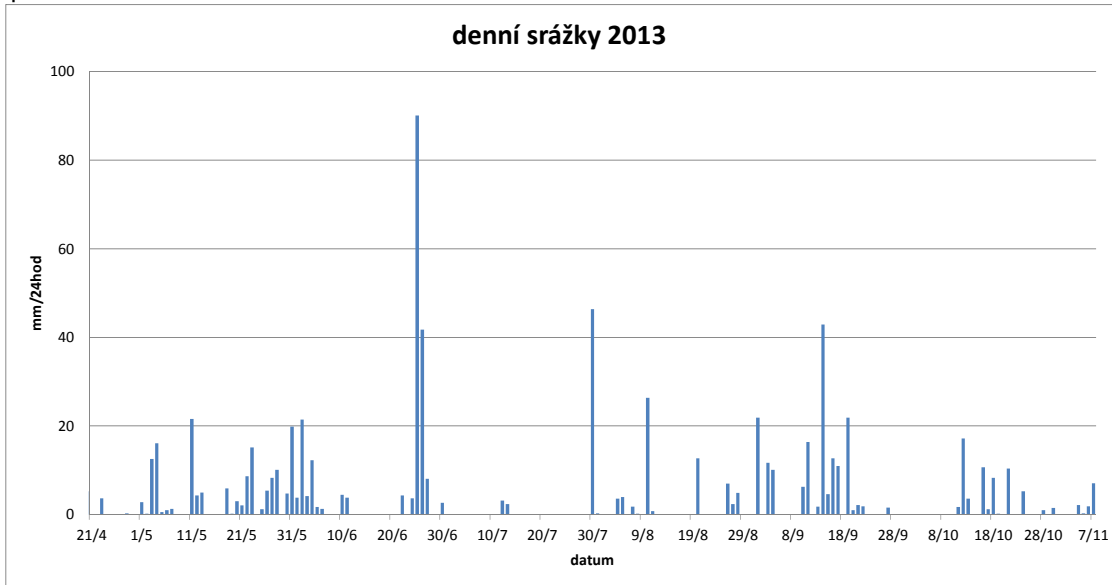
## Přílohy:

1a – e	srážky, teplota vzduchu, hladinová teplota vody
2a - c	výška hladiny, objem nádrže, plocha nádrže
3a – i	teplota vody
4a – i	nasycení vody kyslíkem v %
5a – i	pH vody
6a, b	průhlednost vody
7a – i	zákal vody
8a, b	obsah organických látek CHSK <sub>Mn</sub>
9a, b	celkový obsah fosforu
10a, b	obsah PO <sub>4</sub>
11a, b	celkový obsah dusíku
12a, b	obsah NO <sub>3</sub>
13a, b	obsah NO <sub>2</sub>
14a, b	obsah NH <sub>4</sub>
15a, b	množství chlorofylu A
16a, b	množství feopigmentů
17a, b	množství fykocyaninu
18a - d	obsah sinicového („Blue“) chlorofylu a celkový („Total“) obsah chlorofylu
19a - d	hladinový sinicový („Blue“) a celkový („Total“) chlorofyl a % hladinového sinicového („Blue“) chlorofylu
20a - d	hloubkový sinicový („Blue“) a celkový („Total“) chlorofyl a % hloubkového sinicového („Blue“) chlorofylu
21a – d	statistická analýza hlavních komponent
22	tabulka korelačních koeficientů
23a, b	četnost sinic ve vzorcích síťového planktonu
24a, b	četnost „filtrátorů“ (zooplanktonu) ve vzorcích síťového planktonu

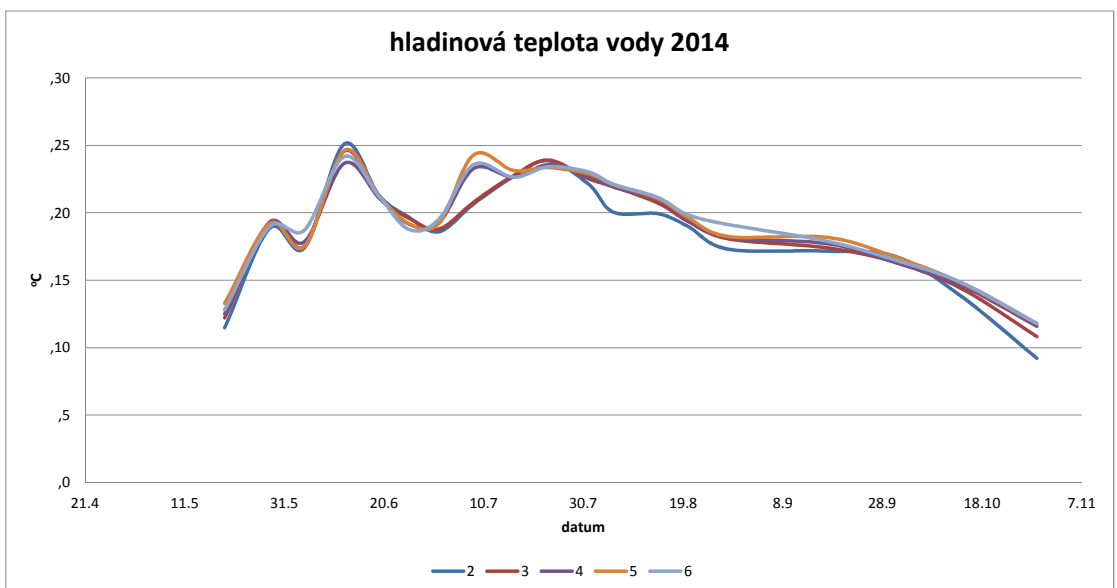
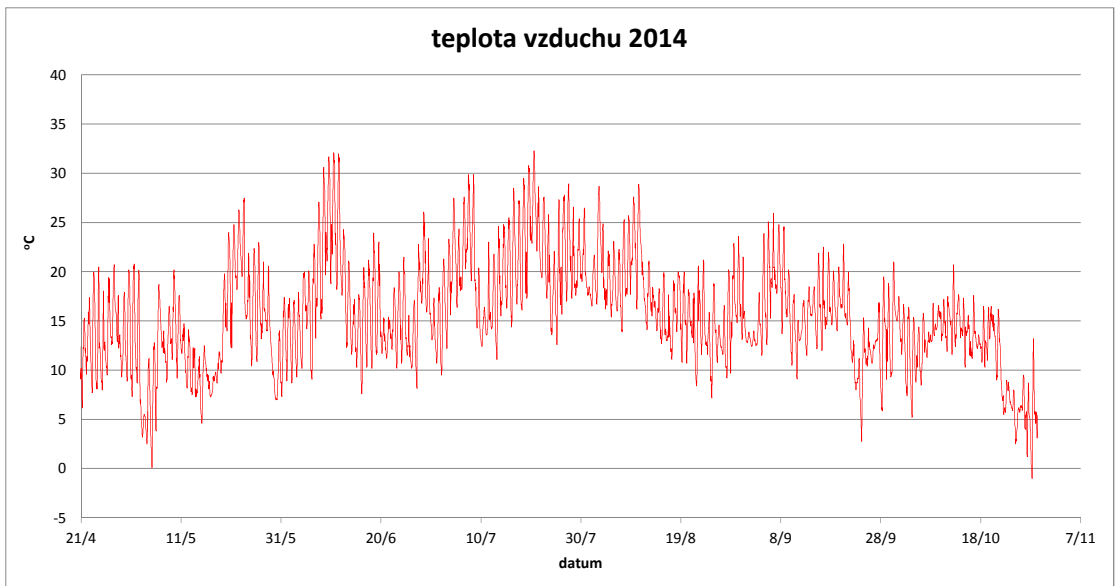
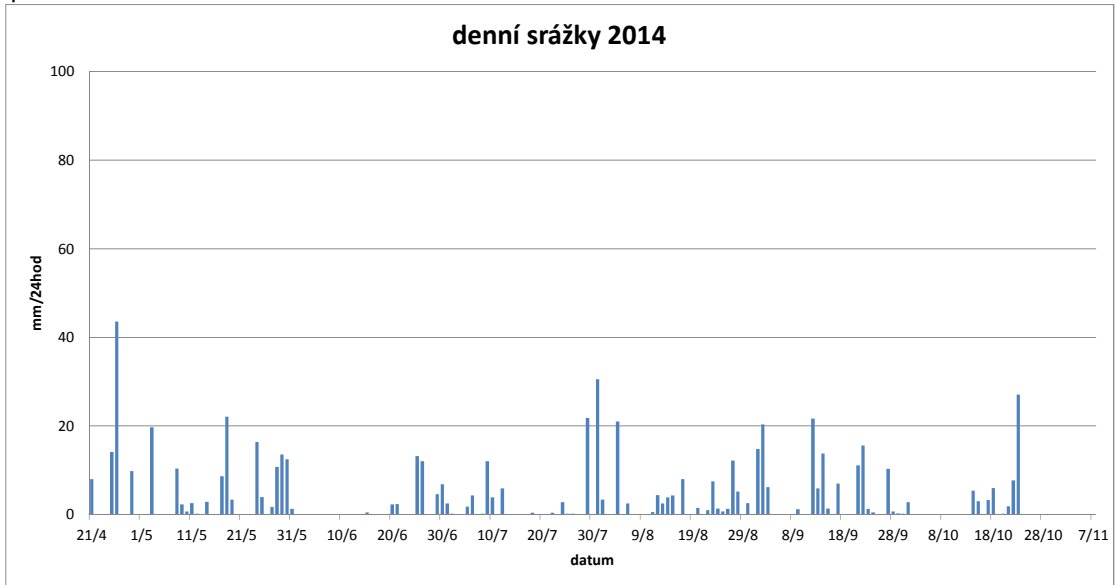
příloha č. 1a



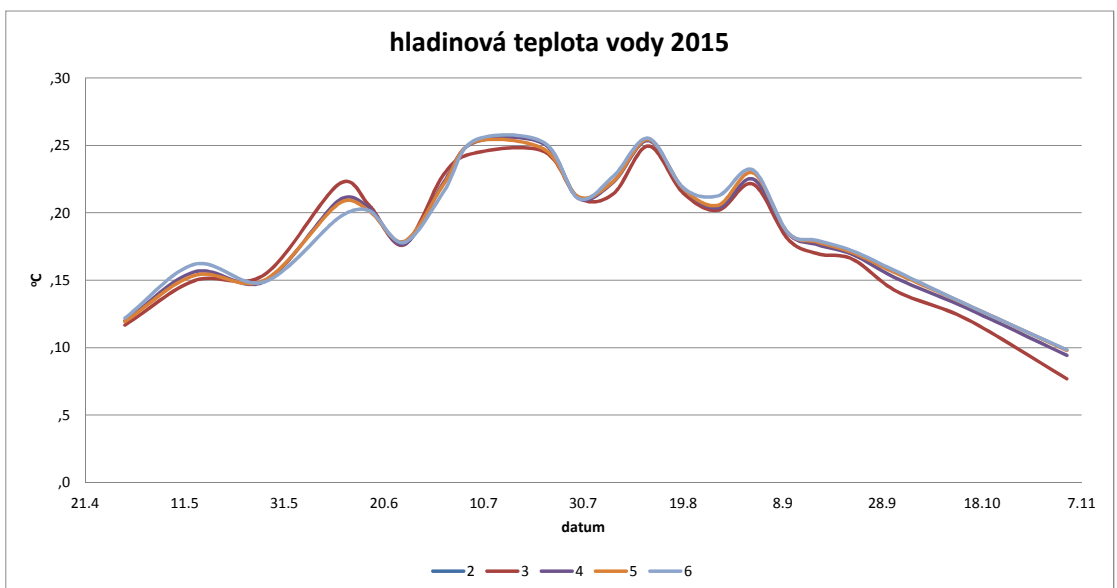
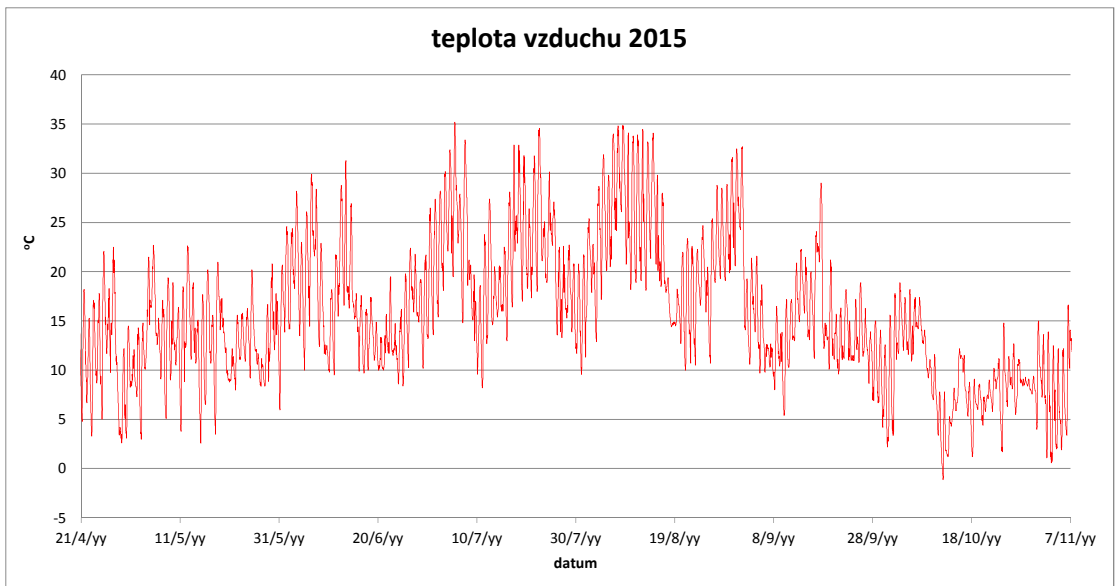
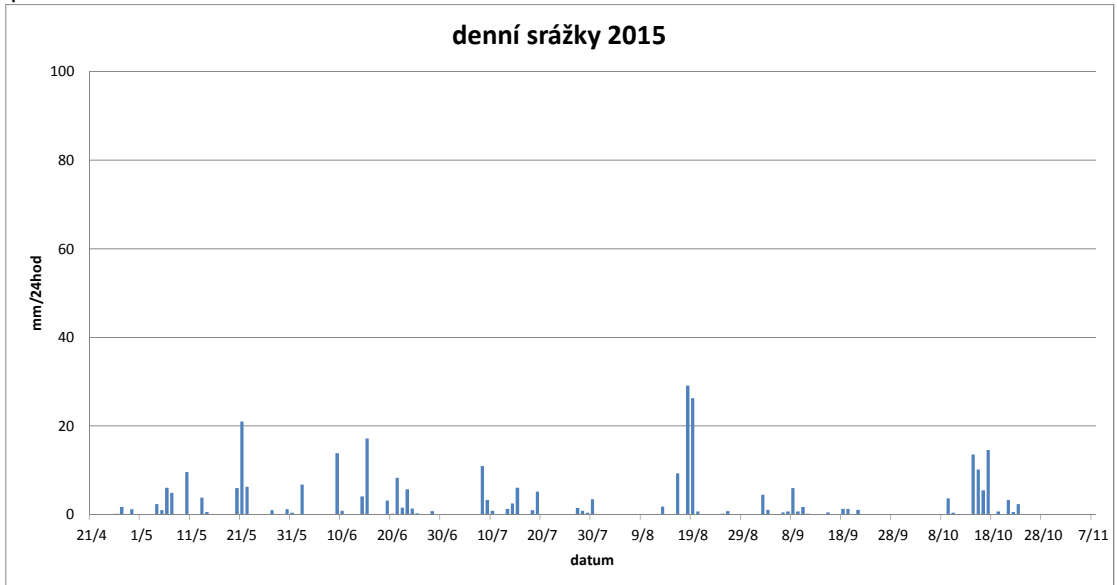
příloha č. 1b



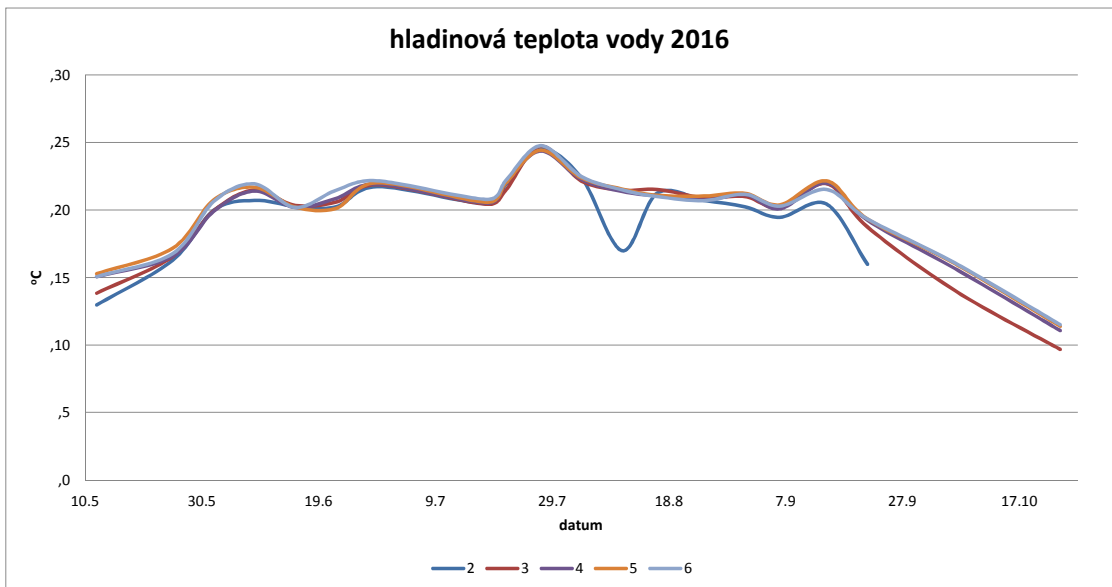
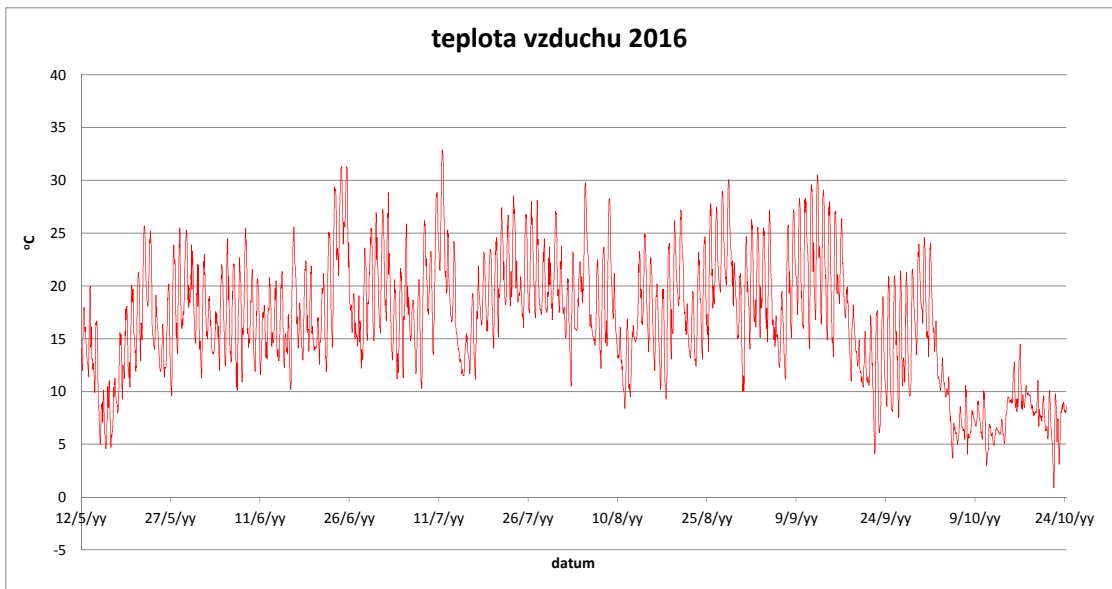
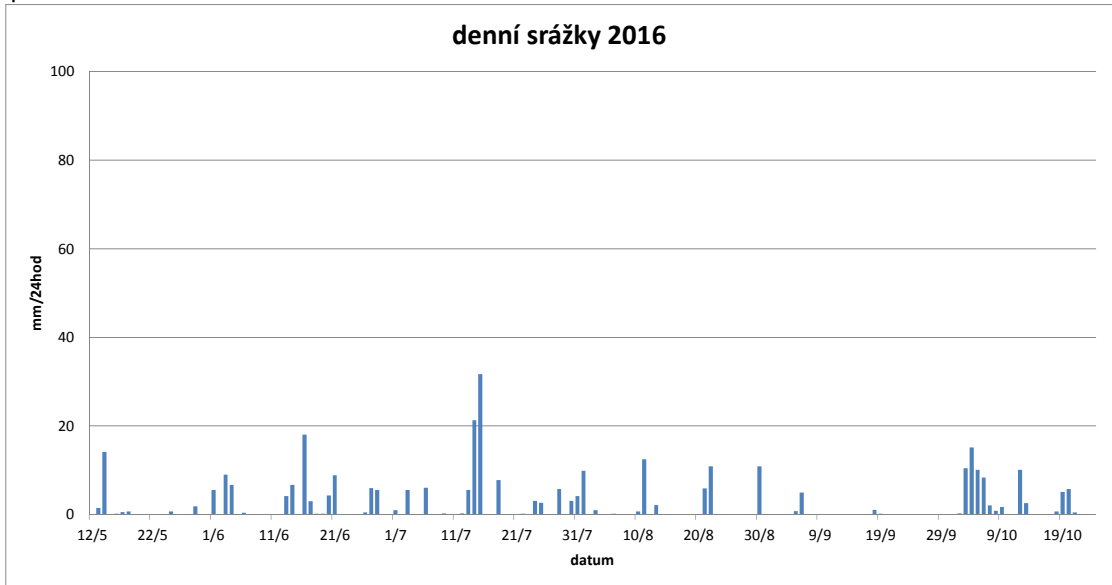
příloha č. 1c



příloha č. 1d

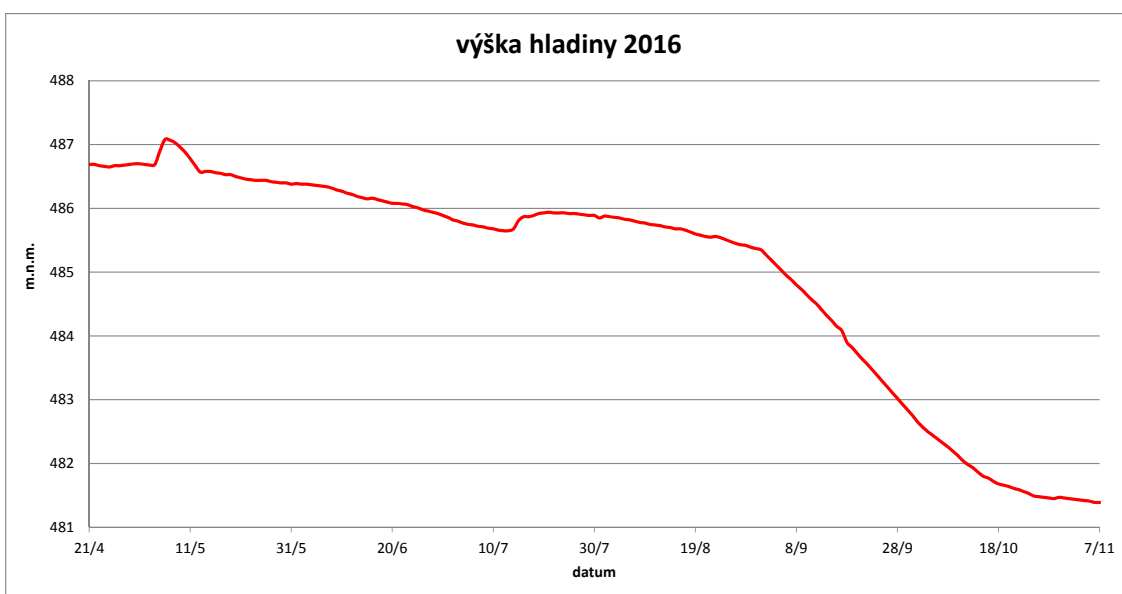
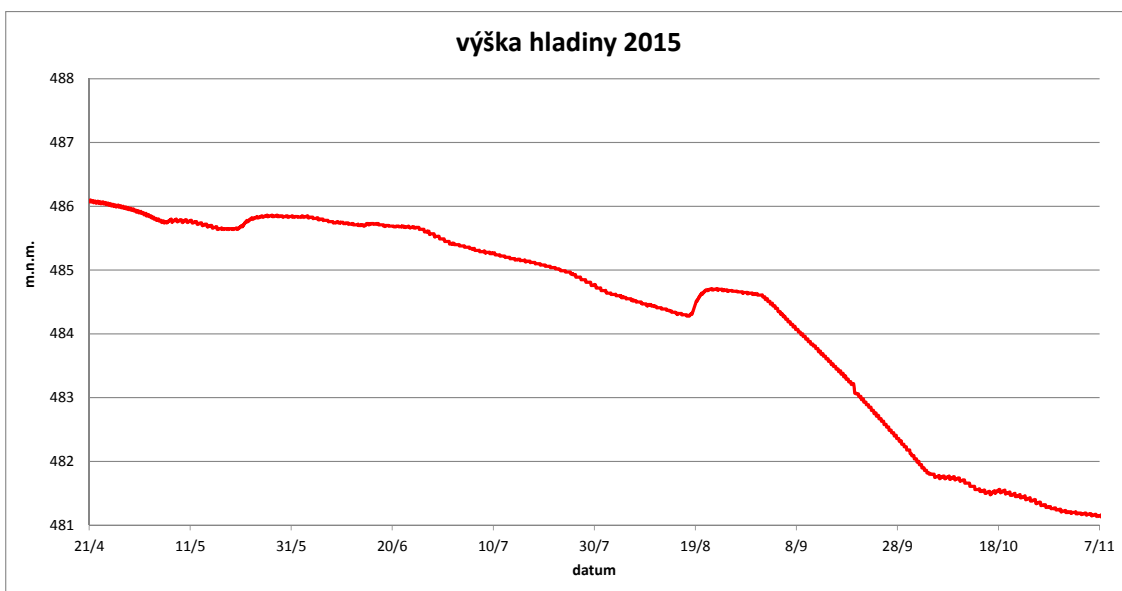
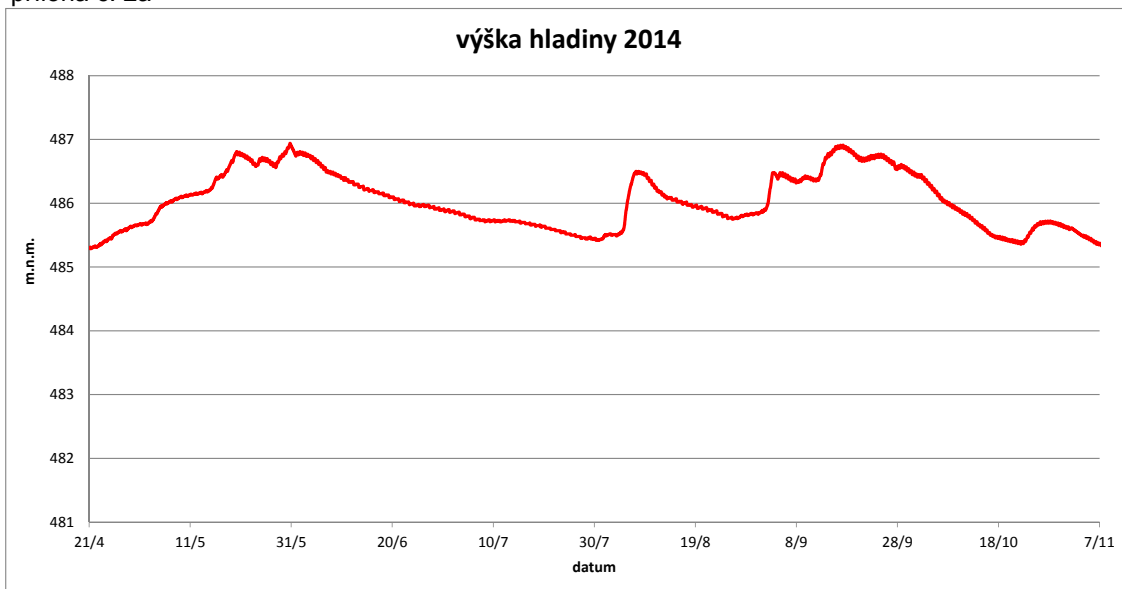


příloha č. 1e

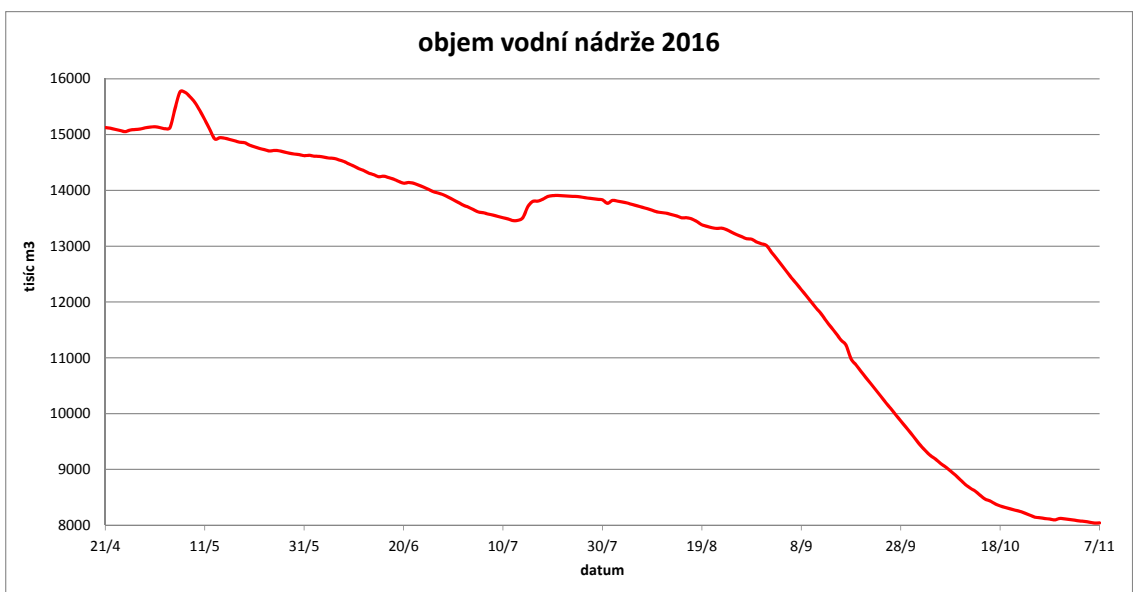
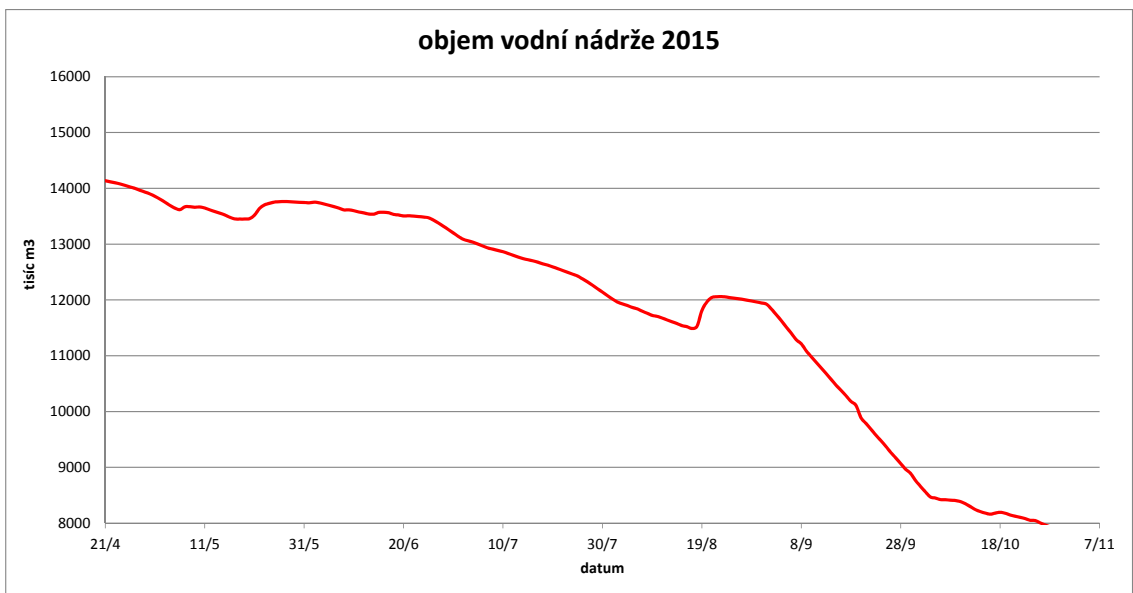
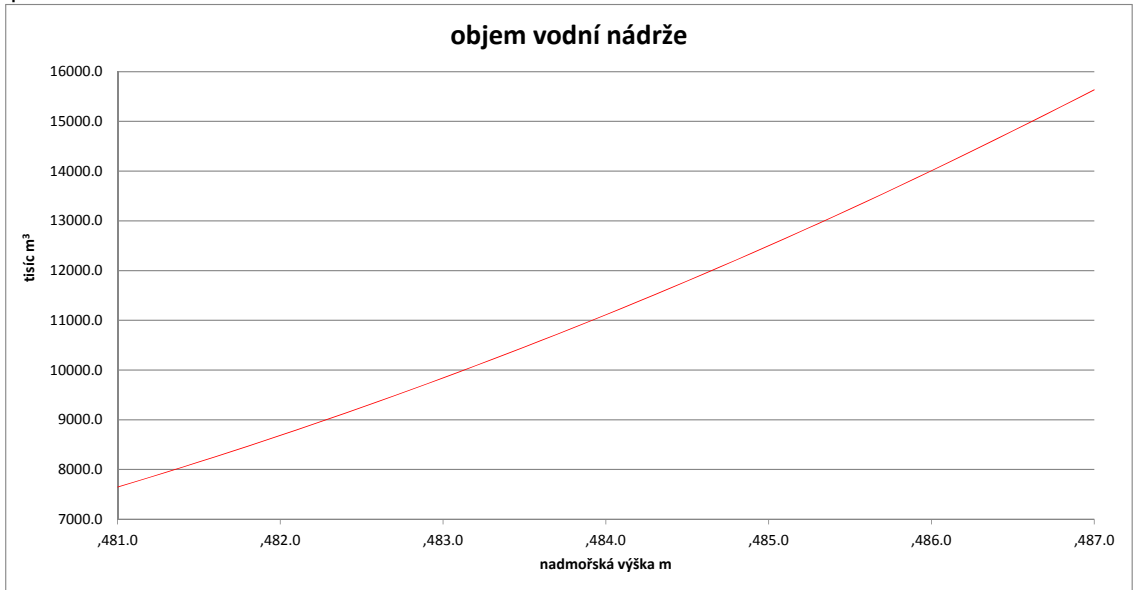




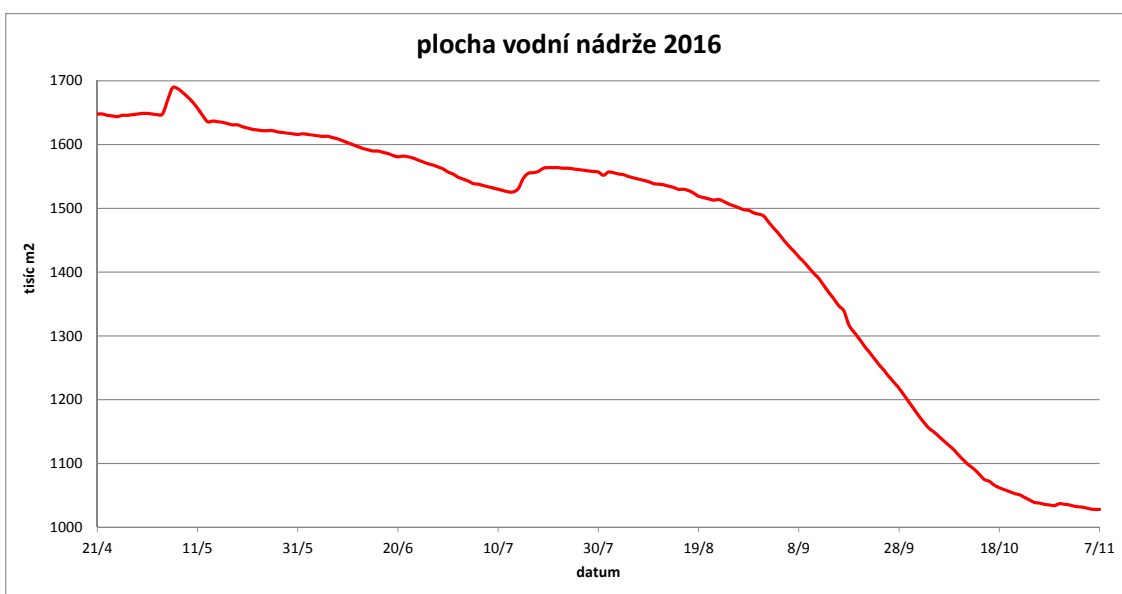
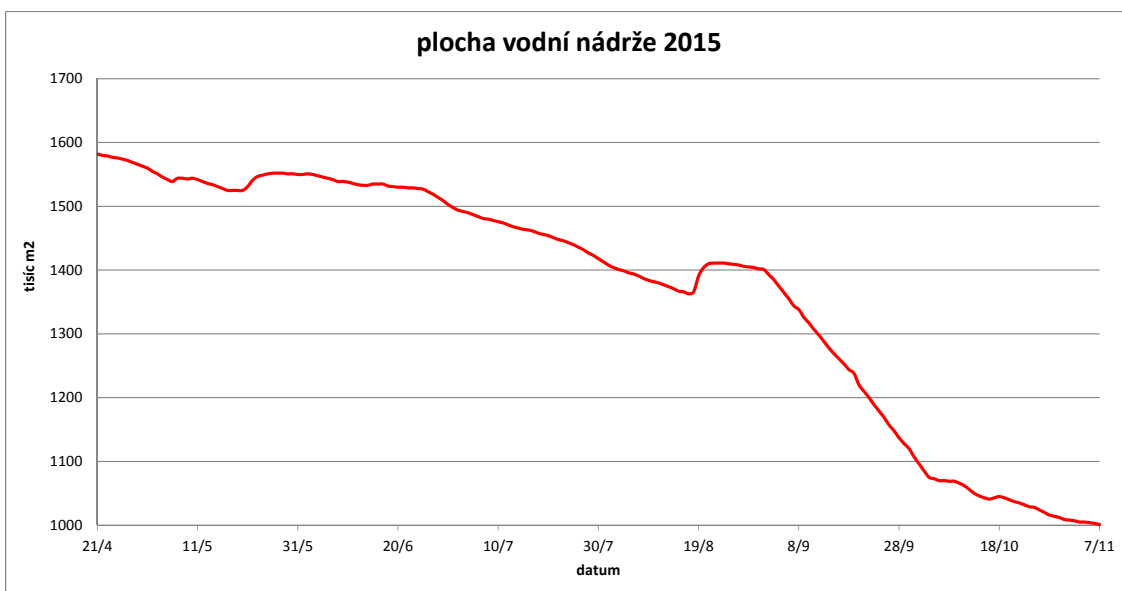
příloha č. 2a



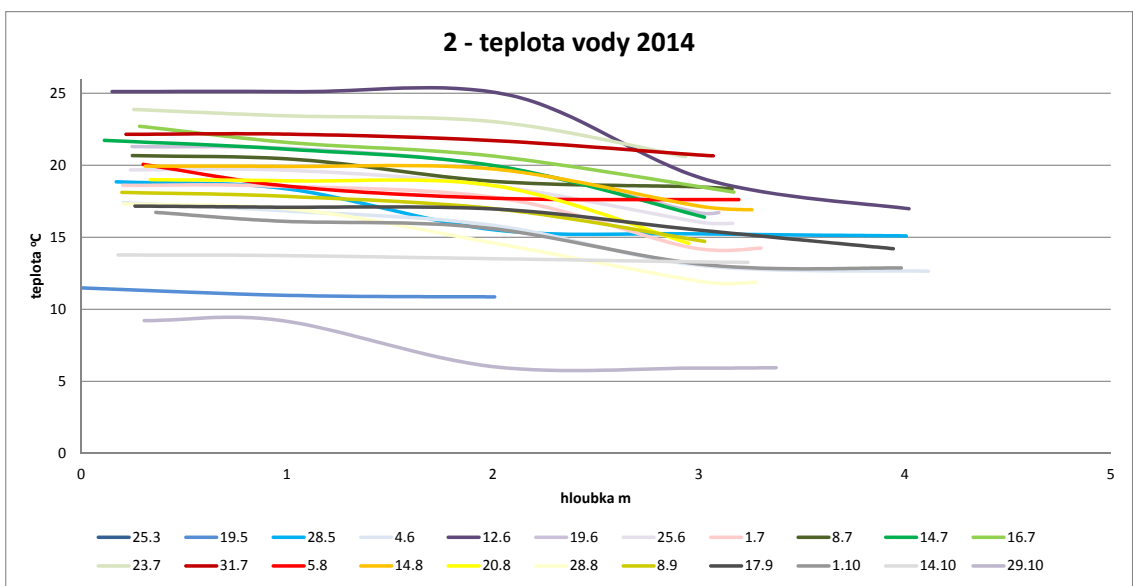
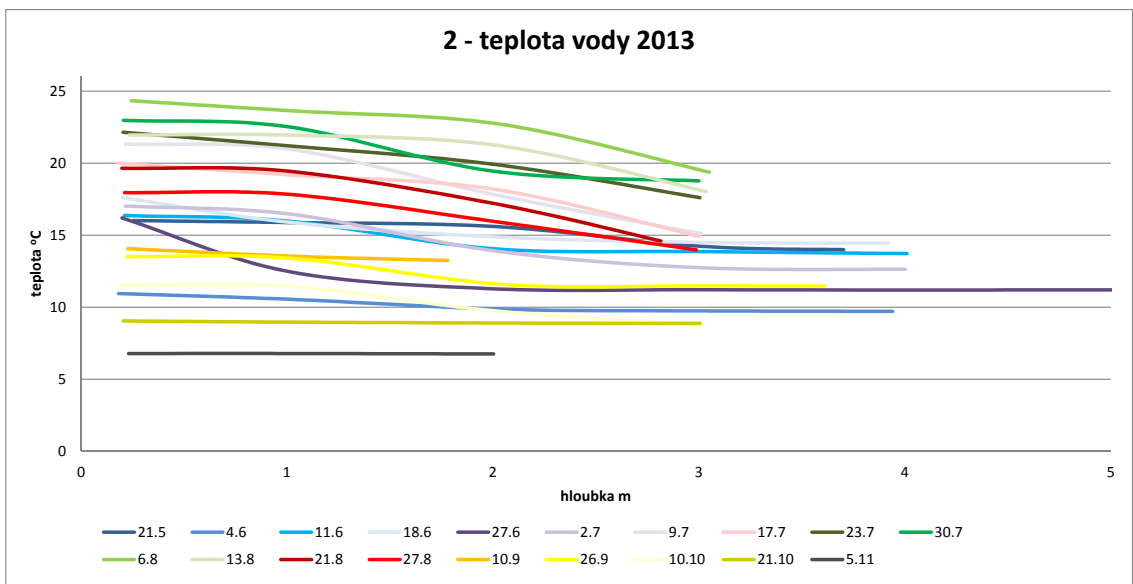
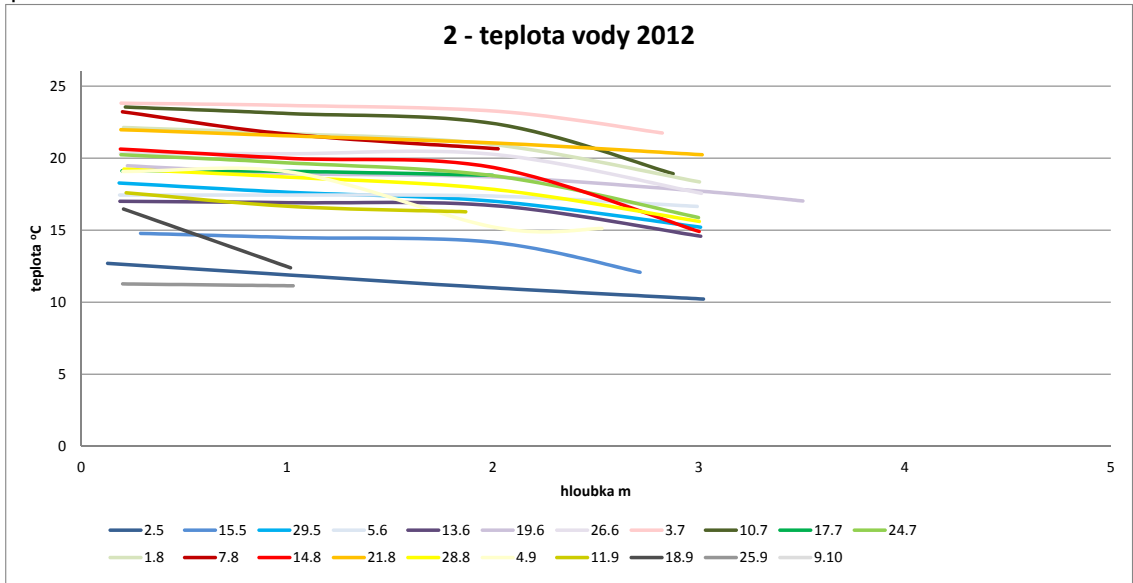
příloha č. 2b



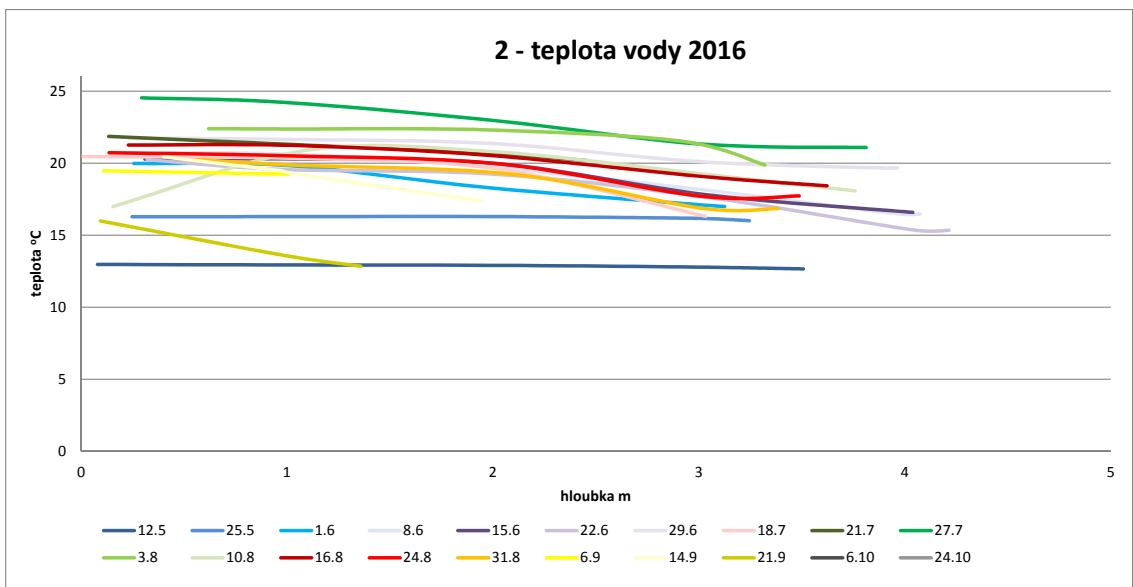
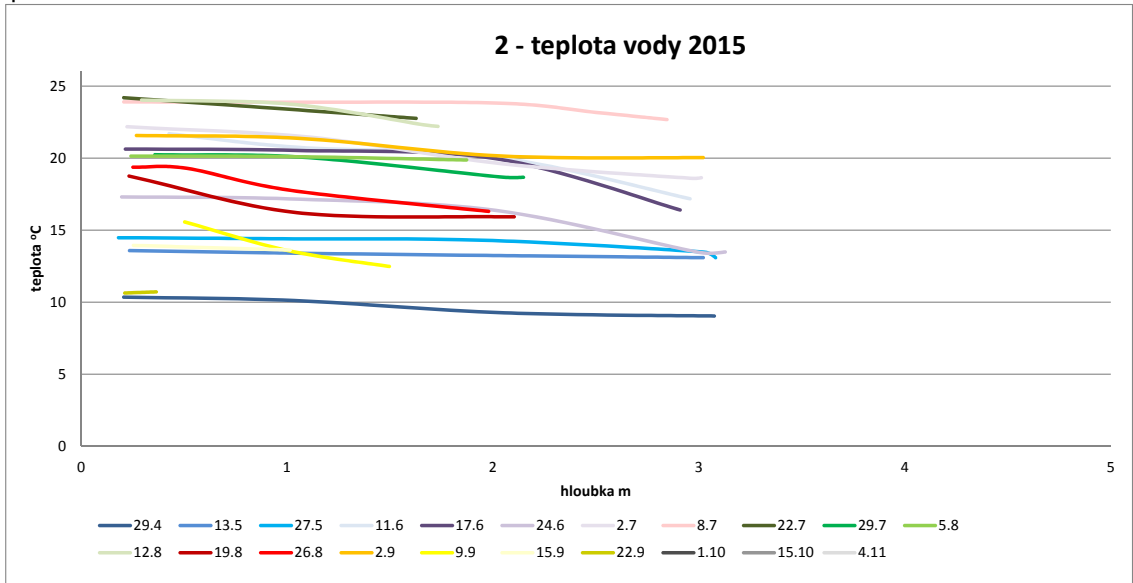
příloha č. 2c



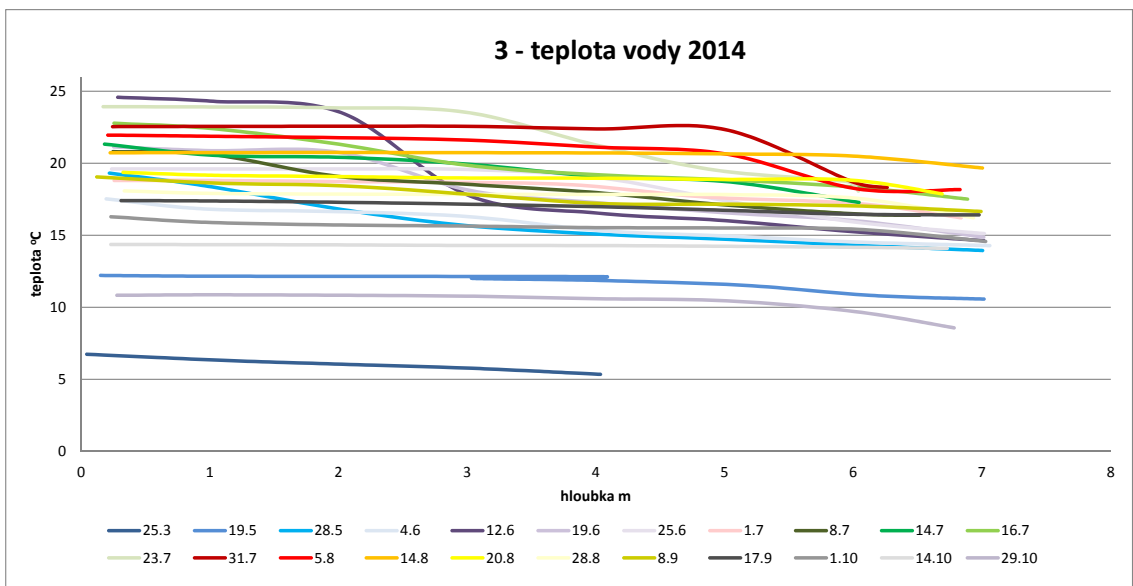
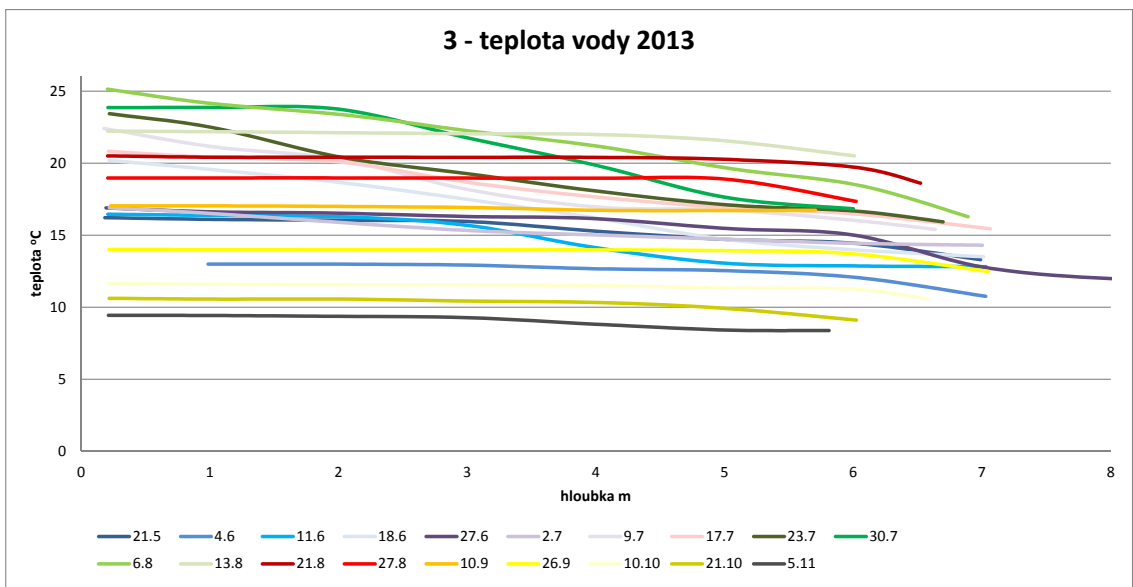
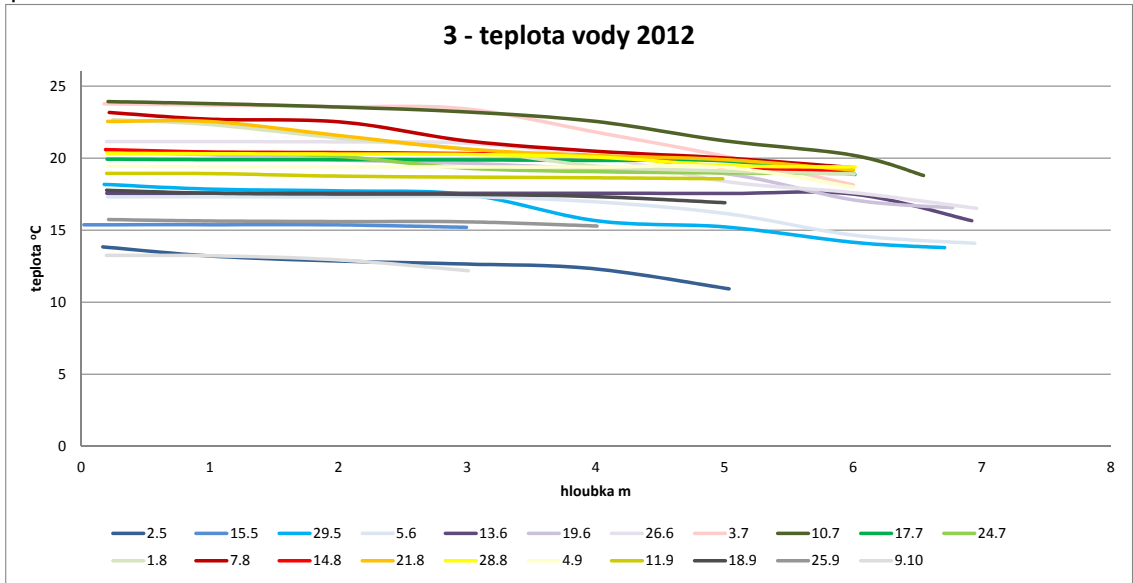
příloha č. 3a



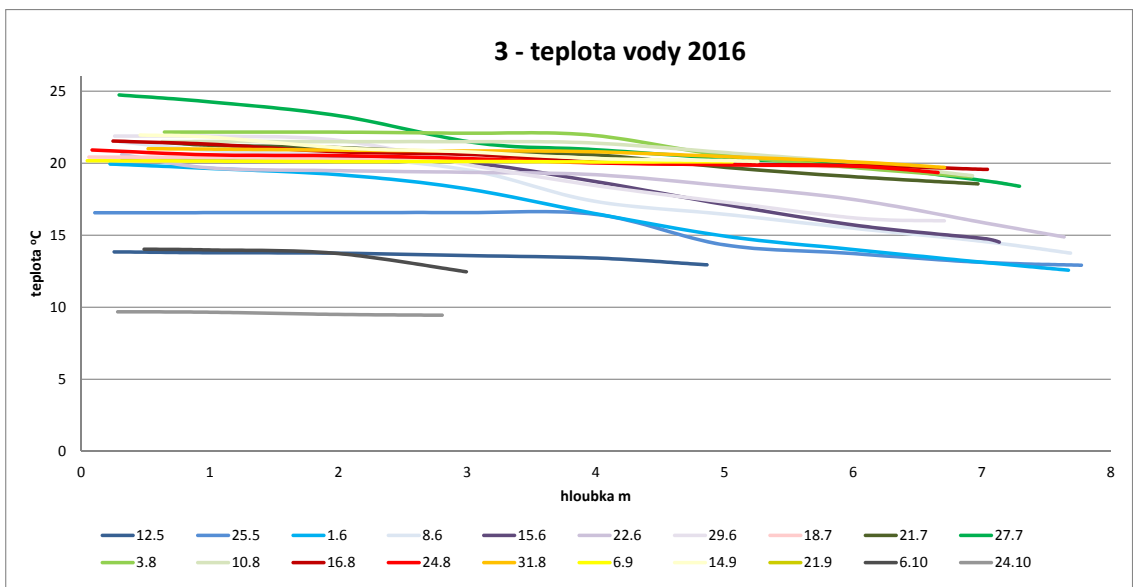
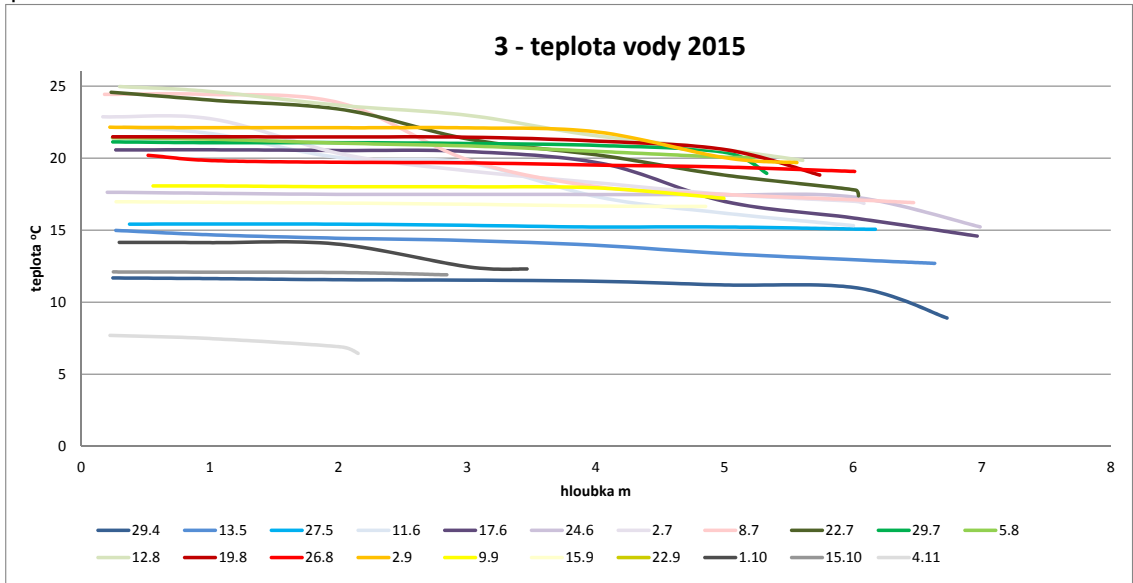
příloha č. 3b

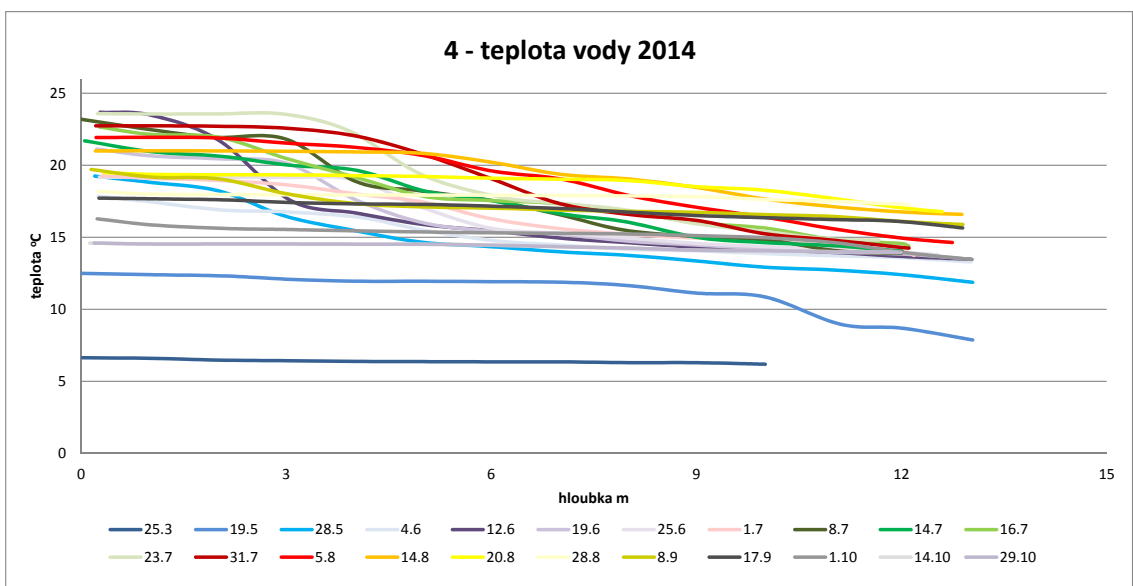
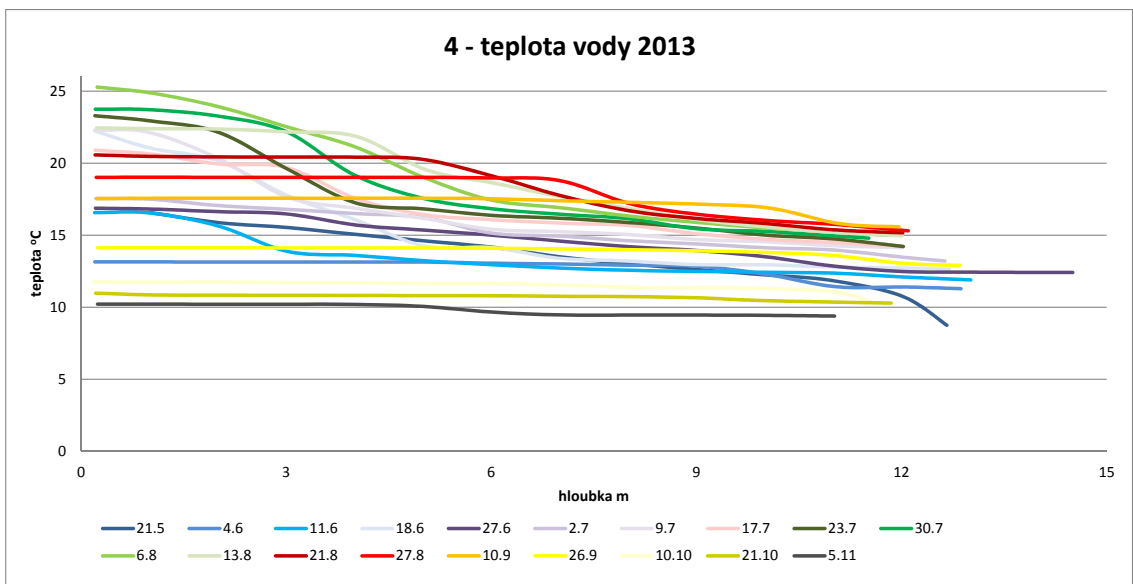
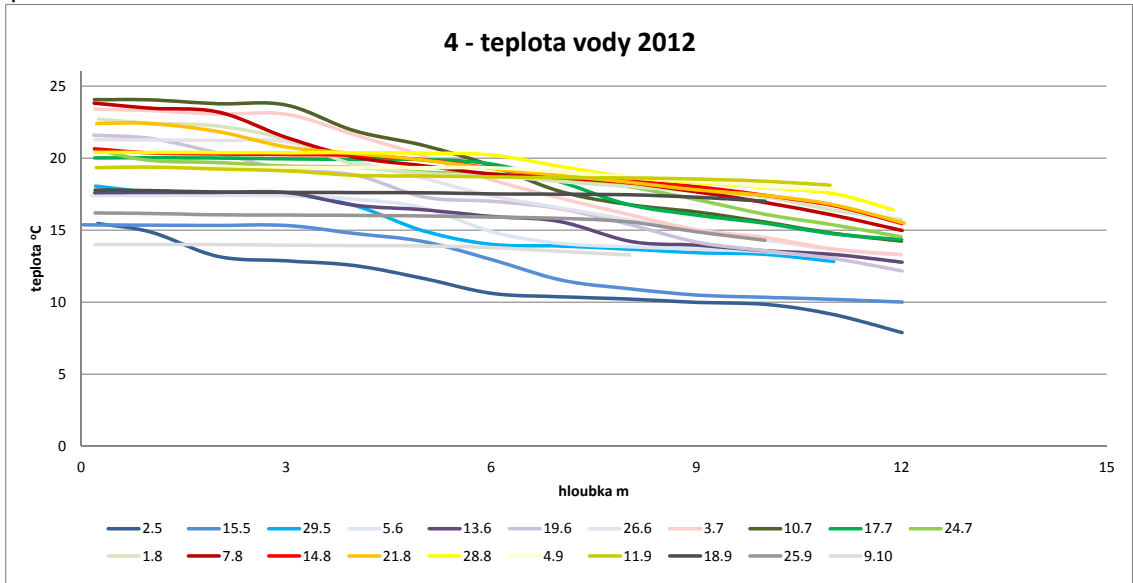


příloha č. 3c



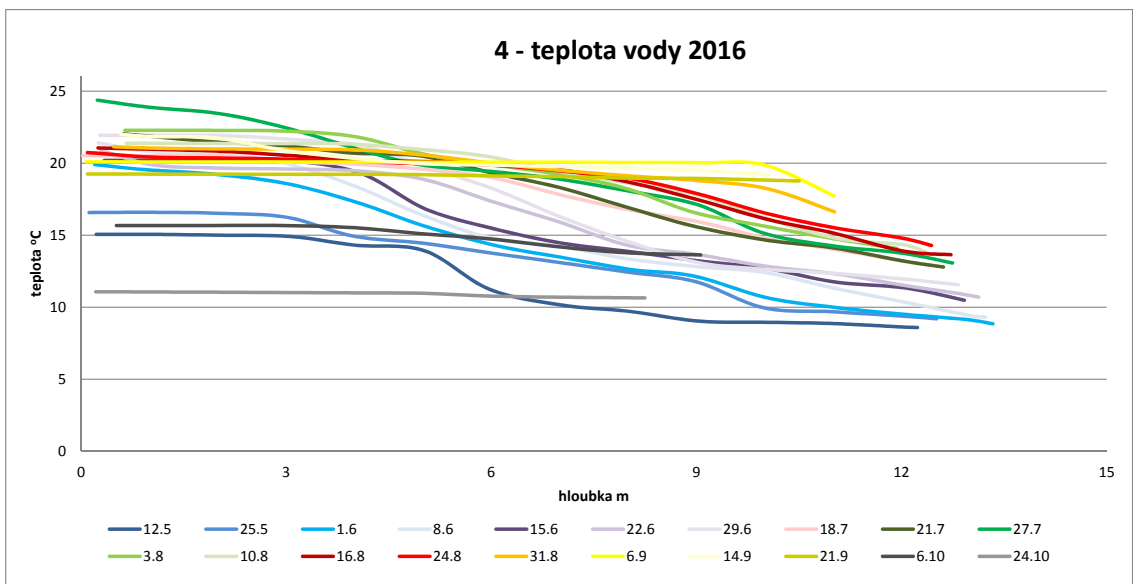
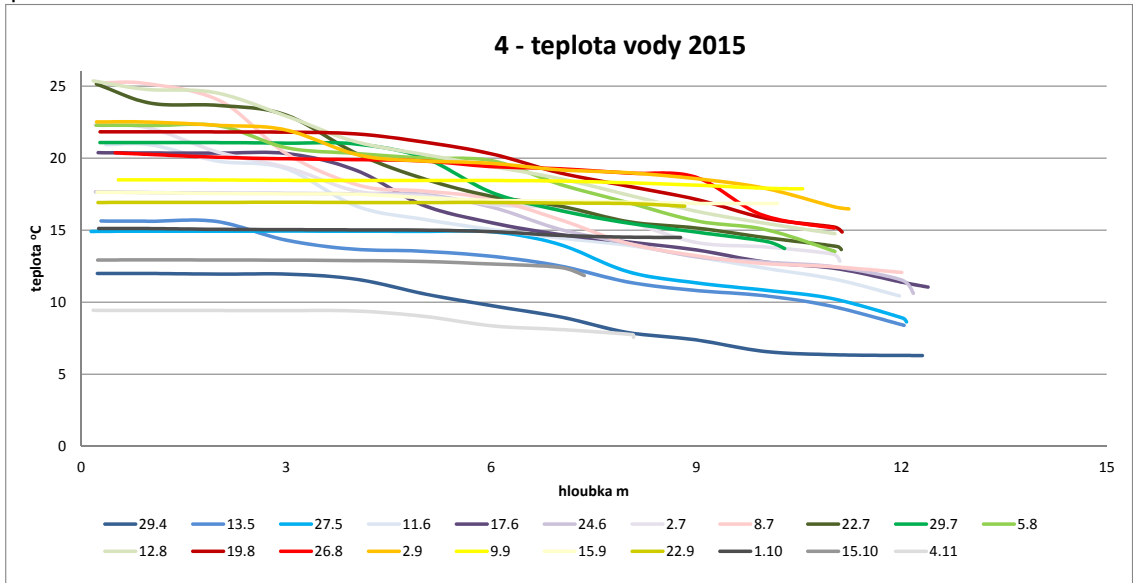
příloha č. 3d

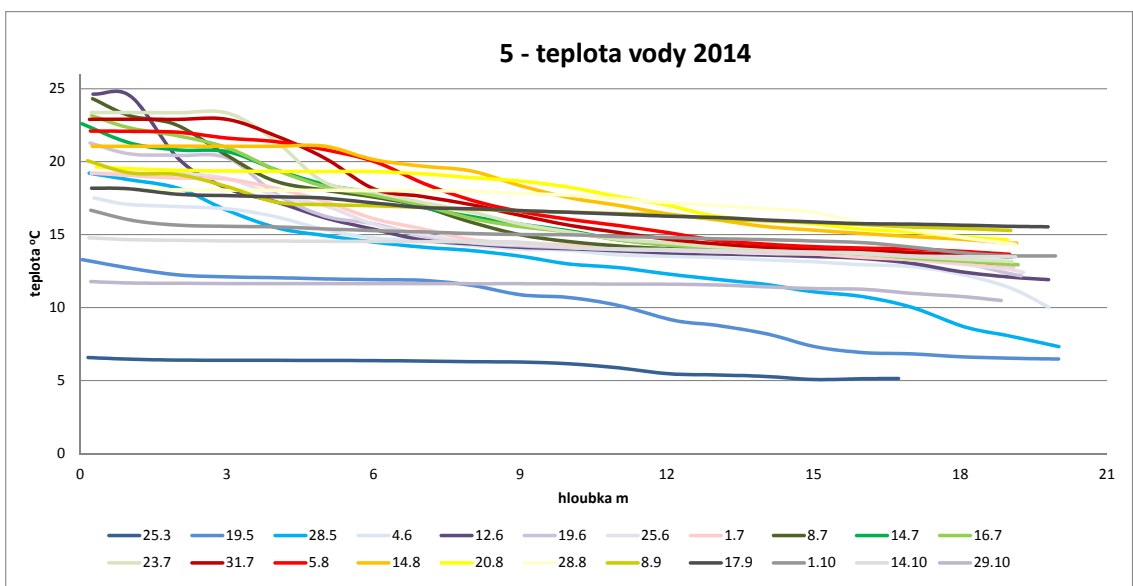
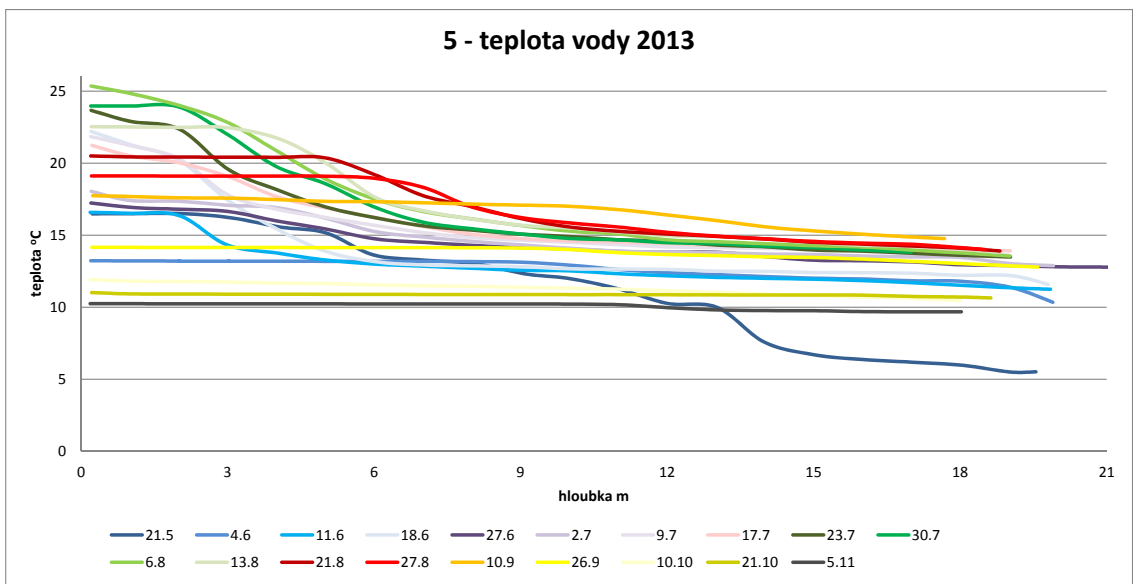
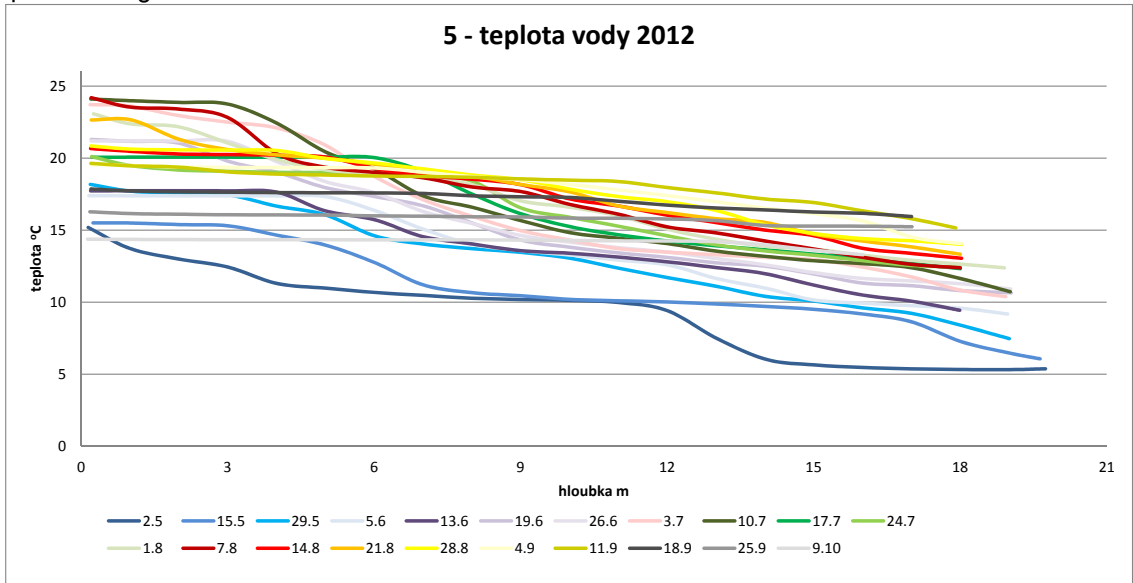




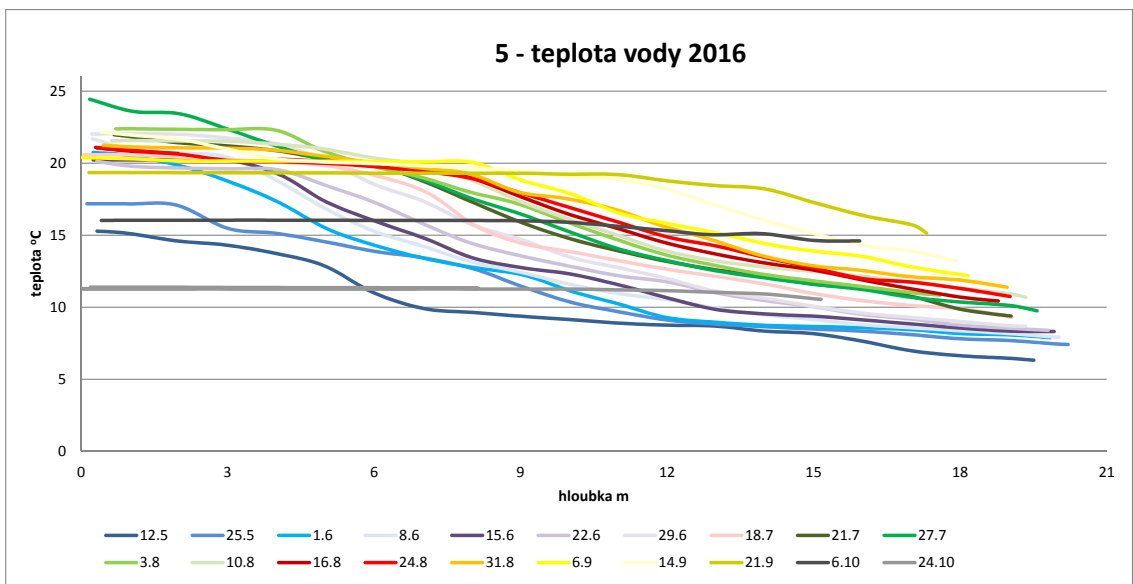
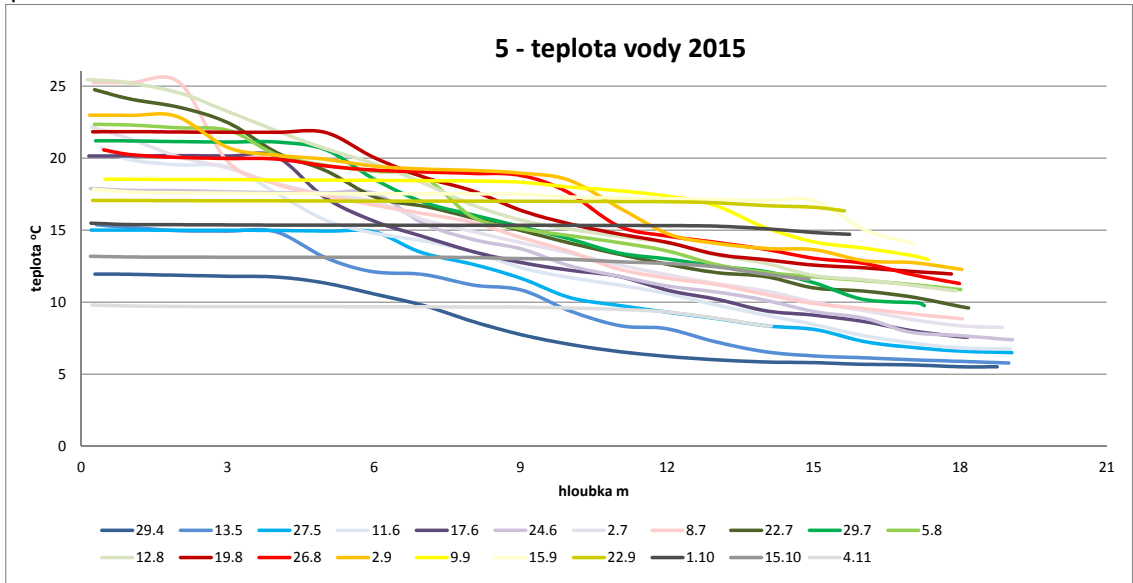


příloha č. 3f

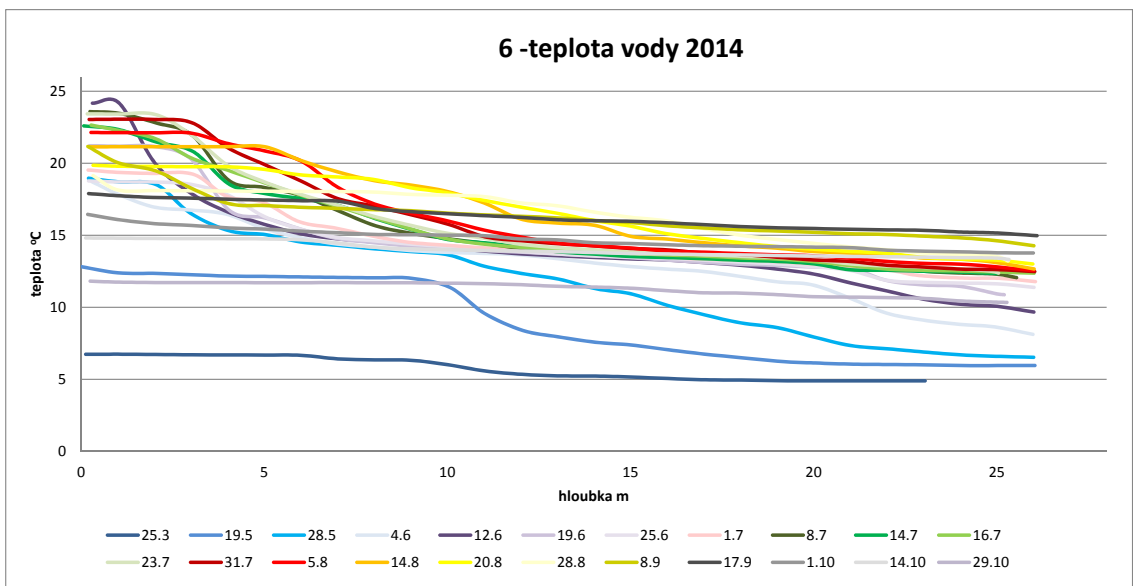
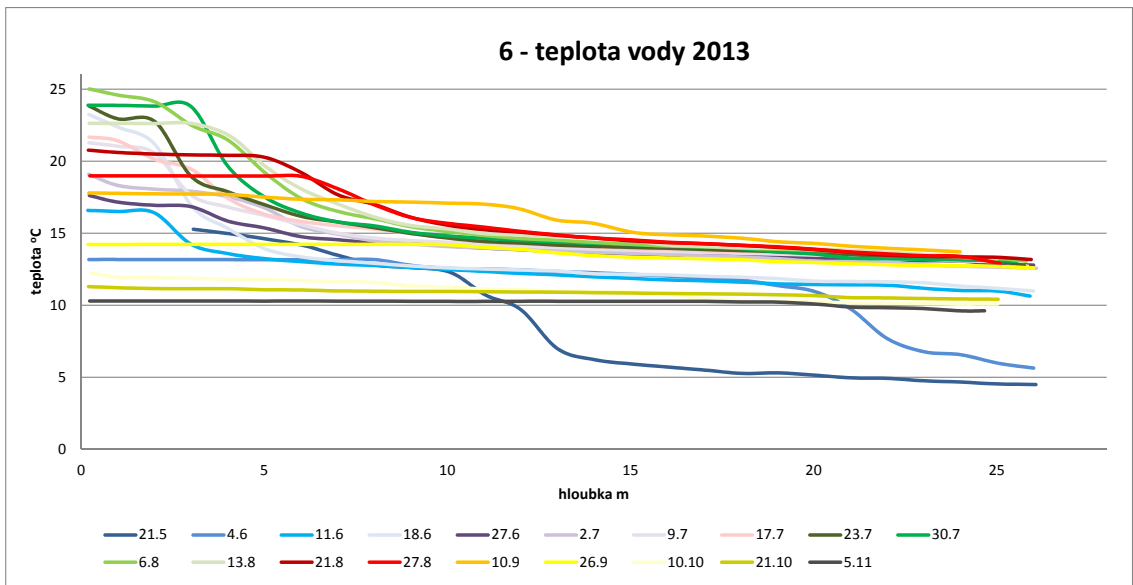
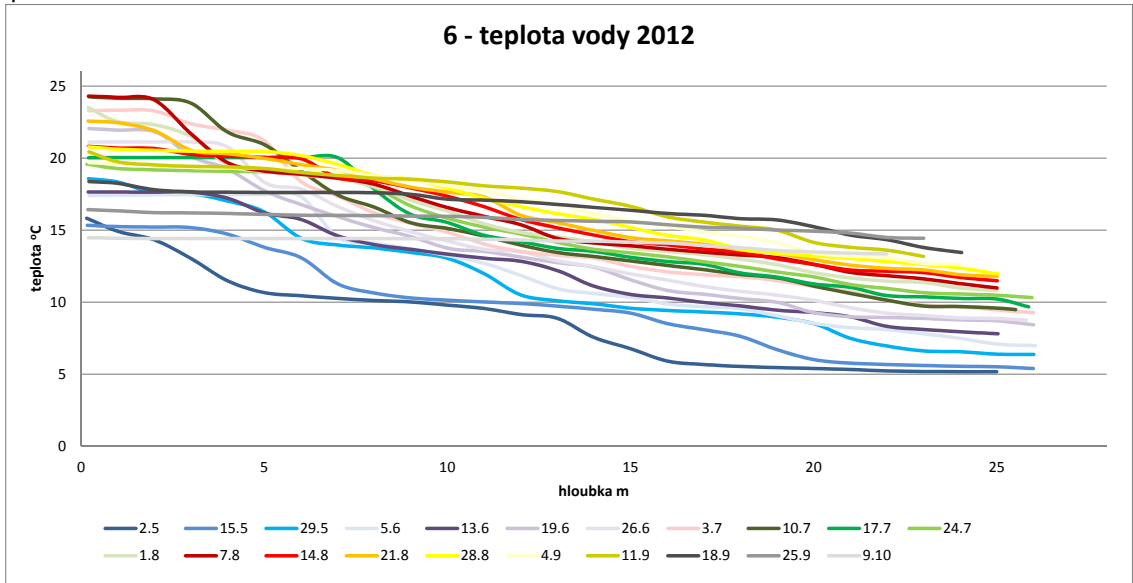




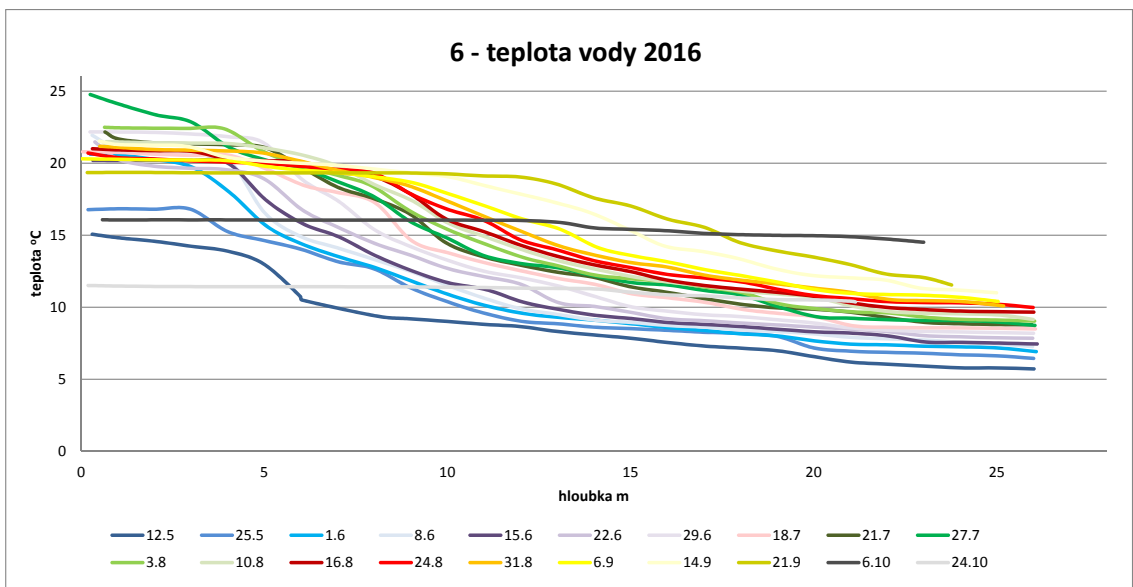
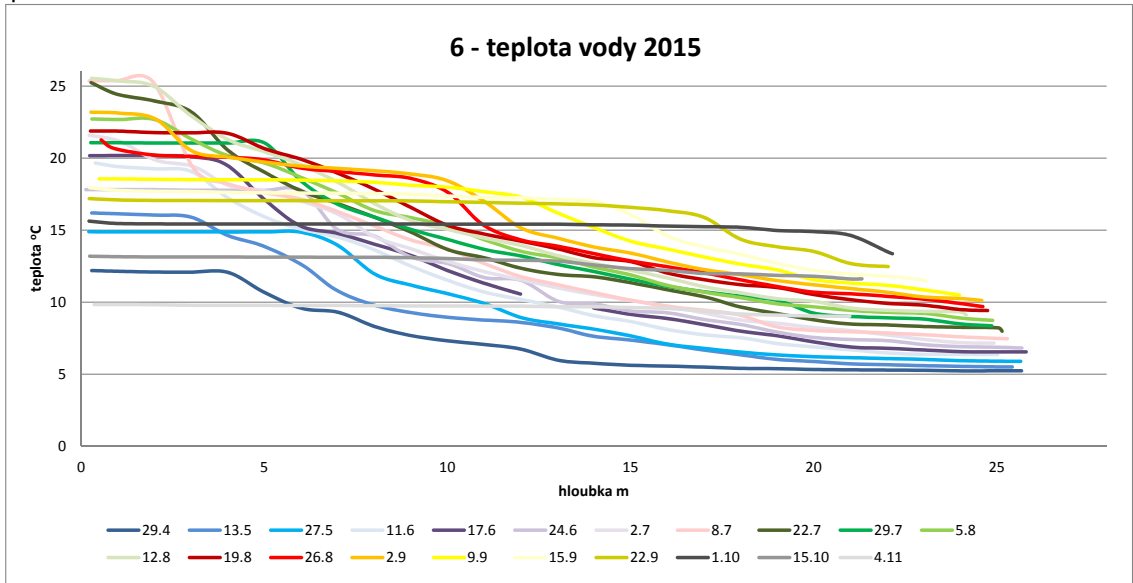
příloha č. 3h



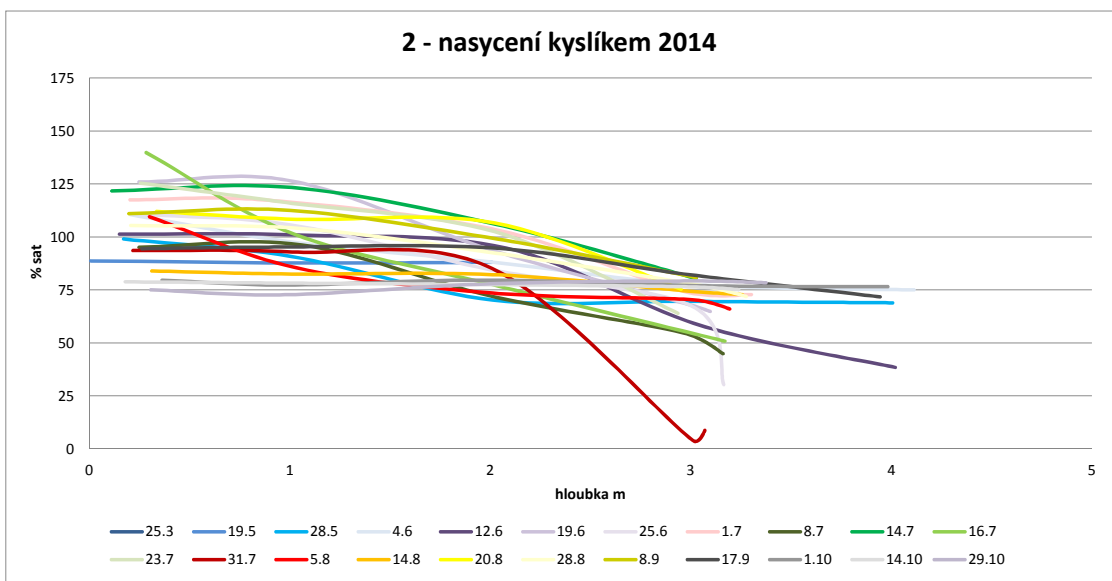
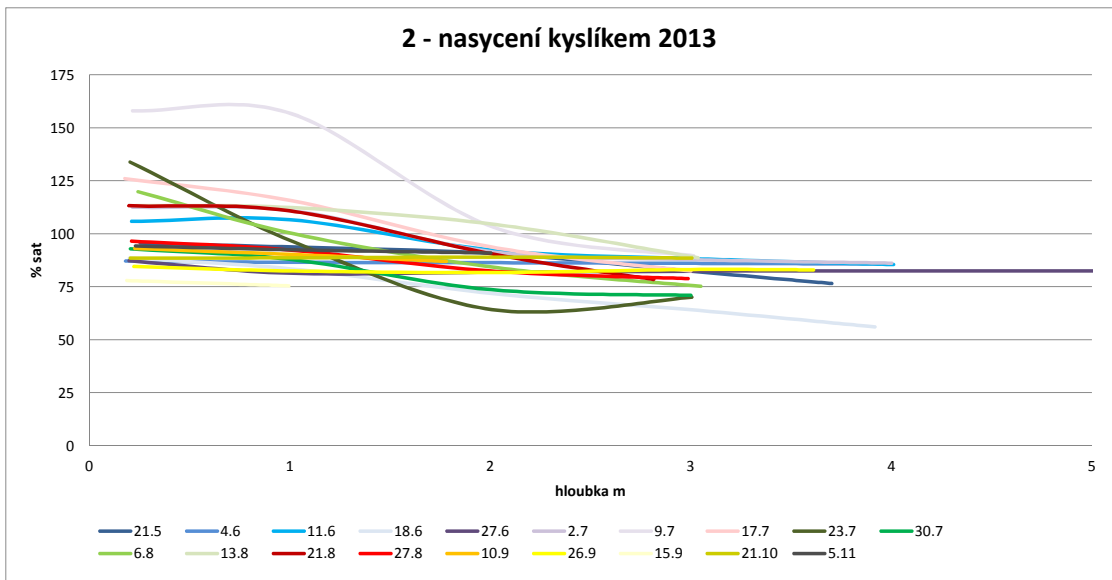
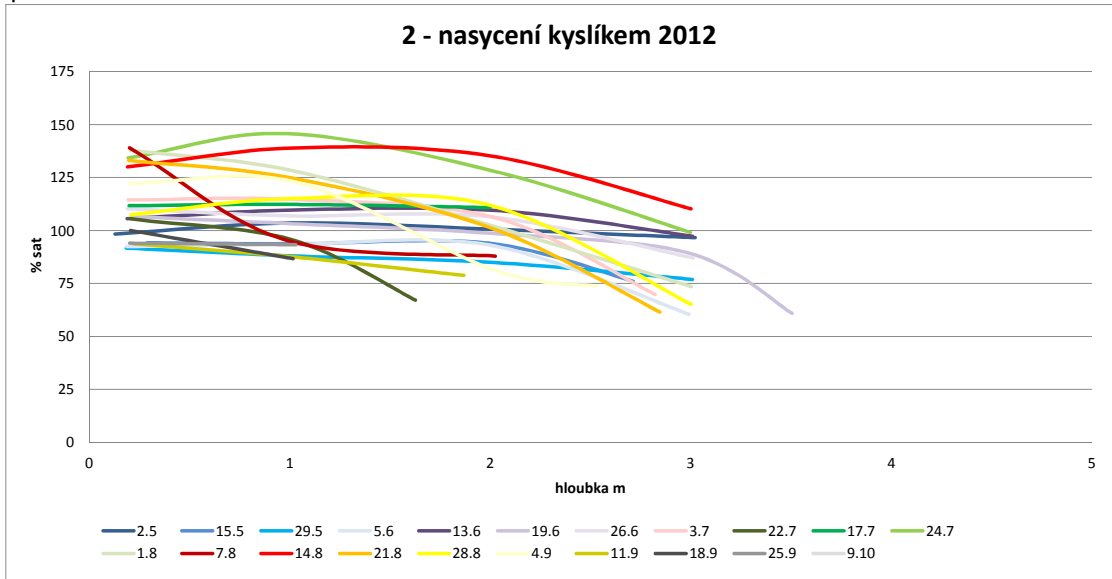
příloha č. 3ch



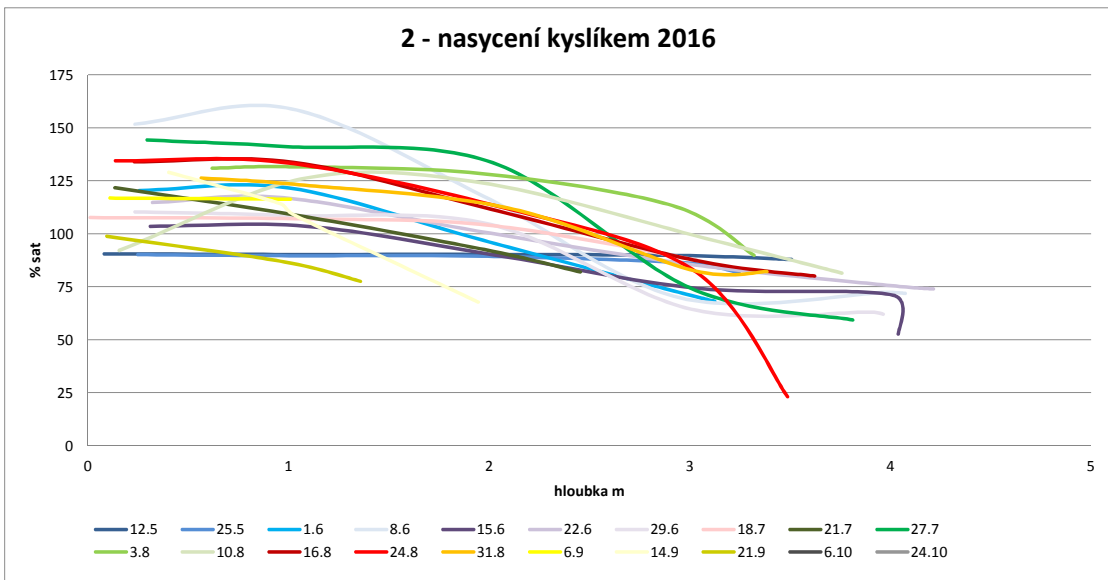
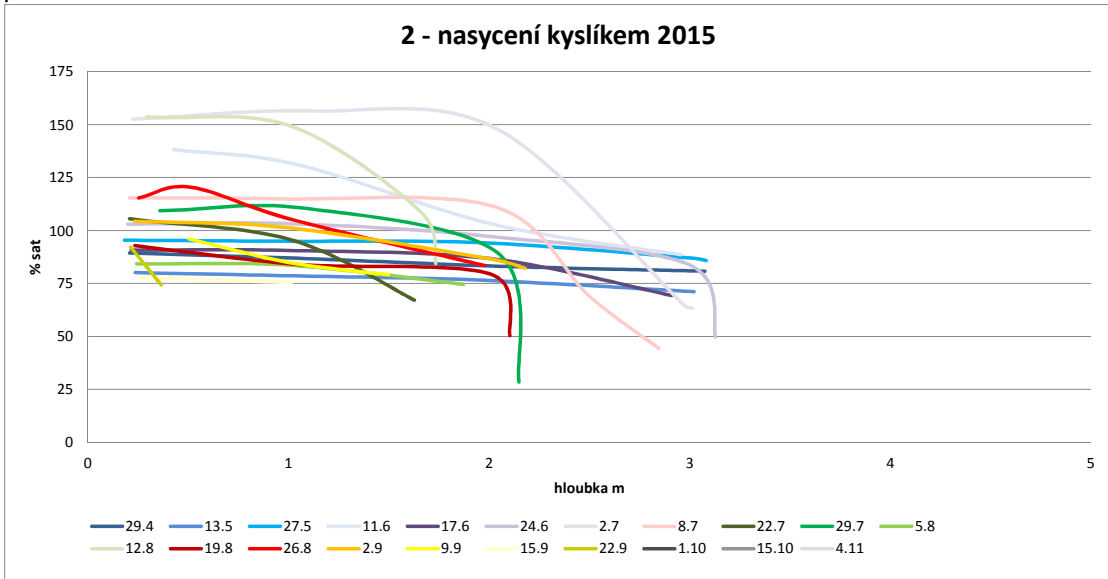
příloha č. 3i



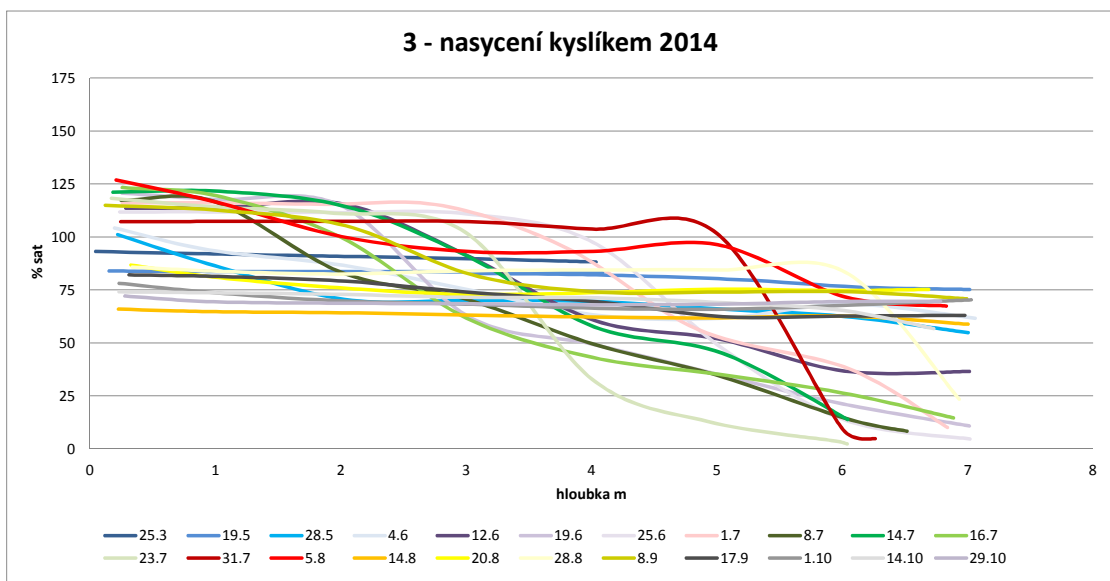
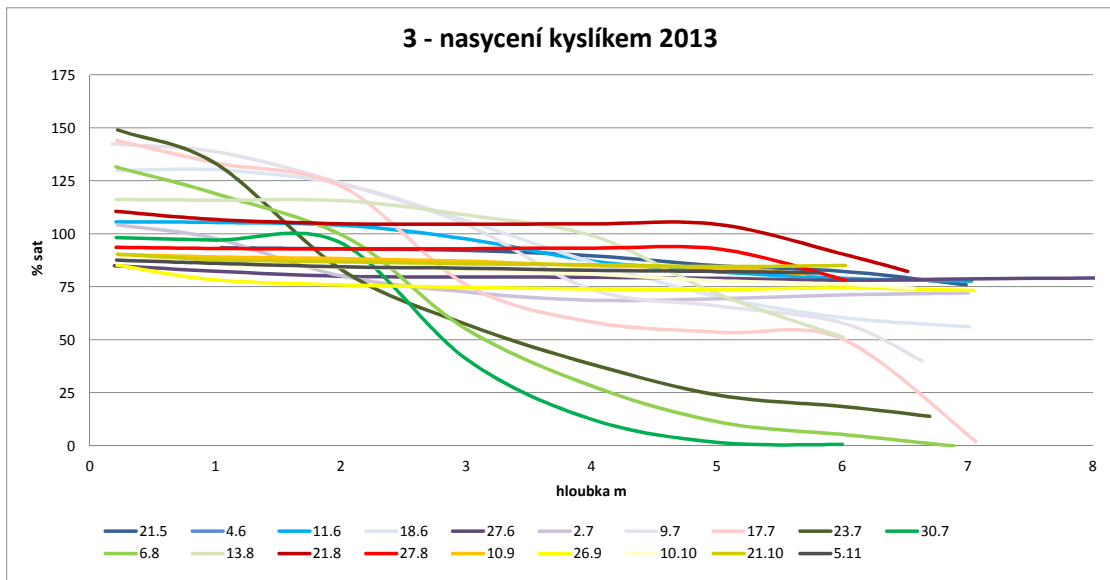
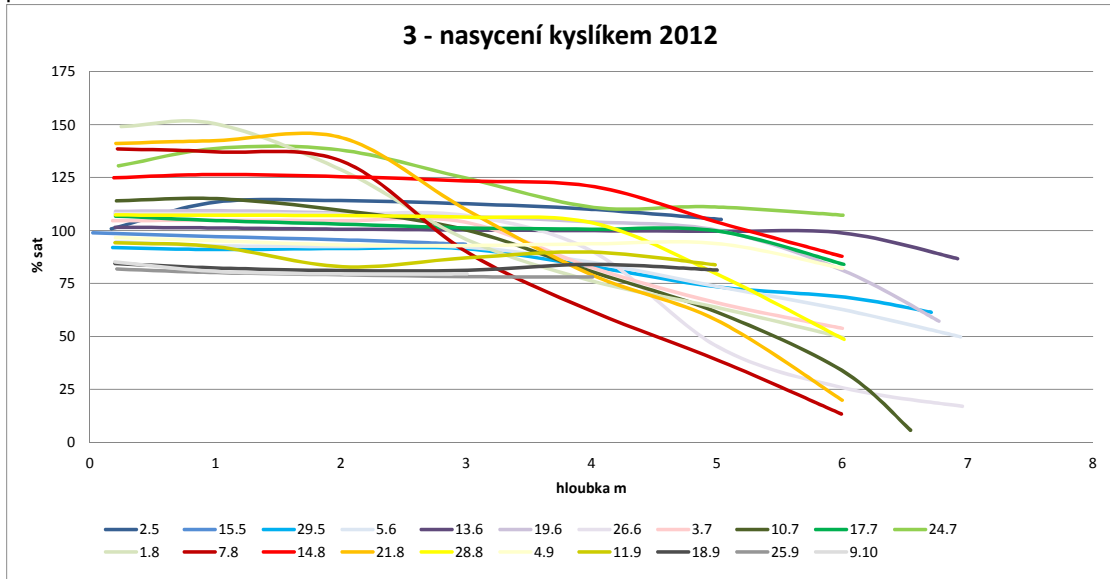
příloha č. 4a



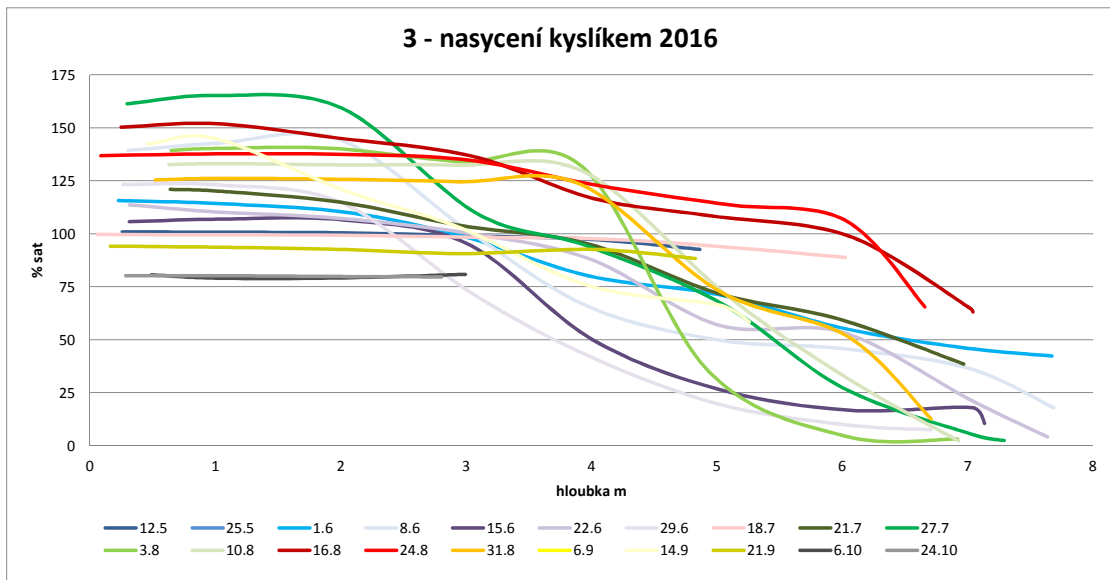
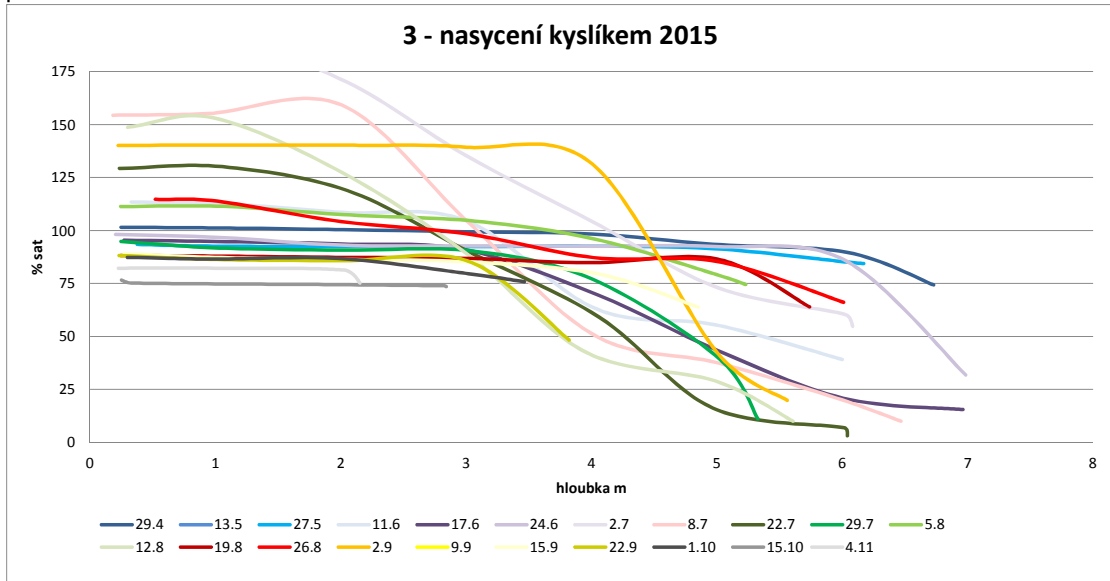
příloha č. 4b

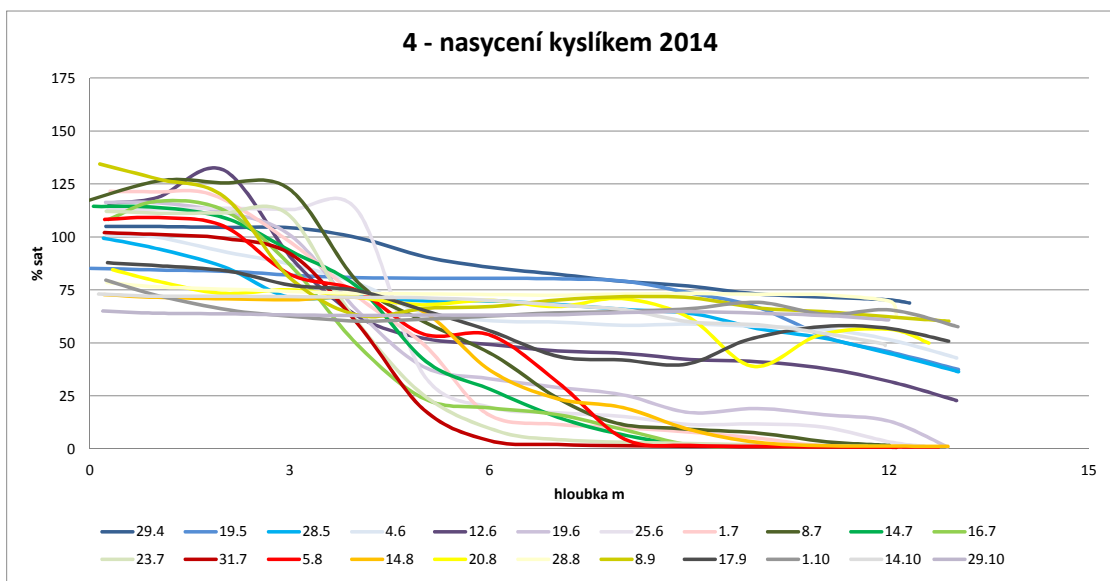
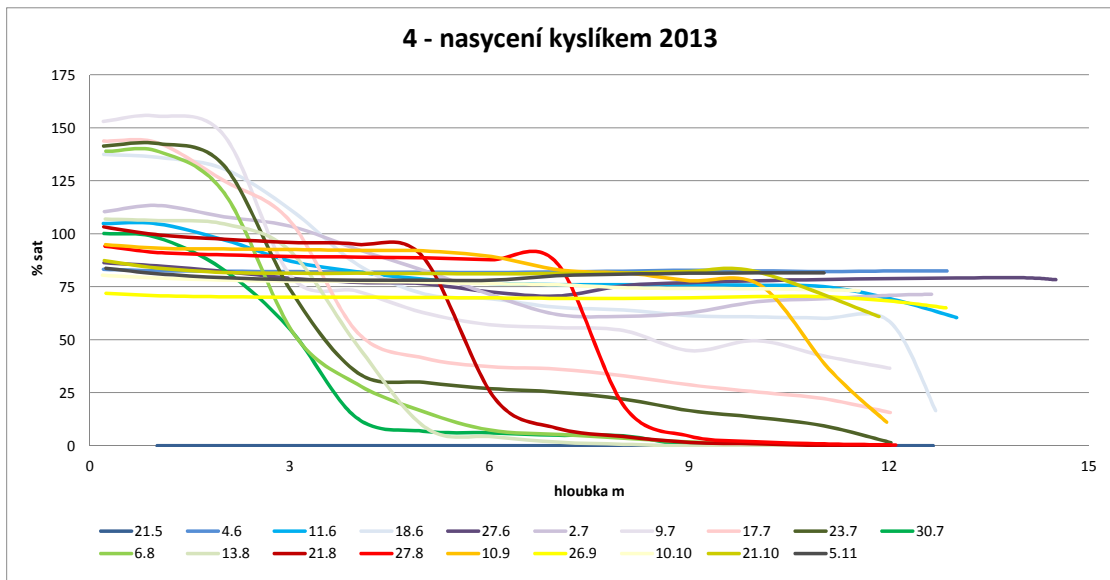
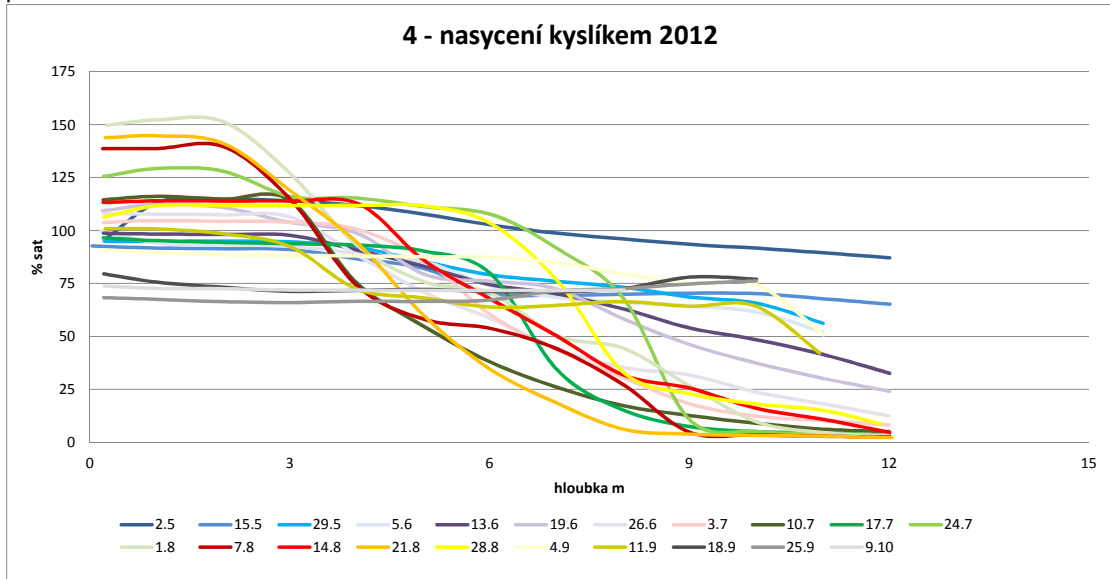


příloha č. 4c

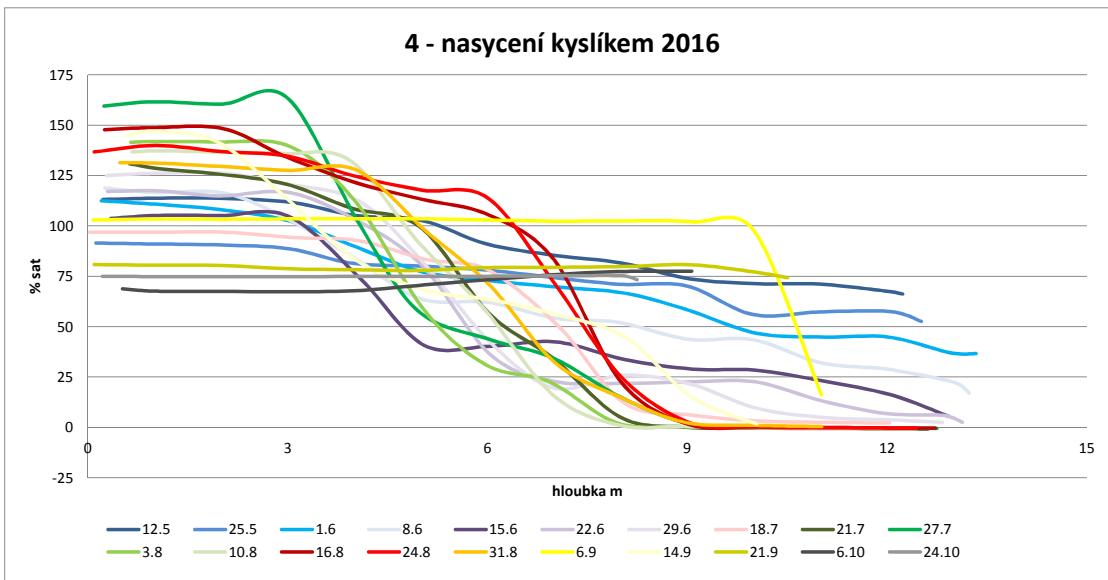
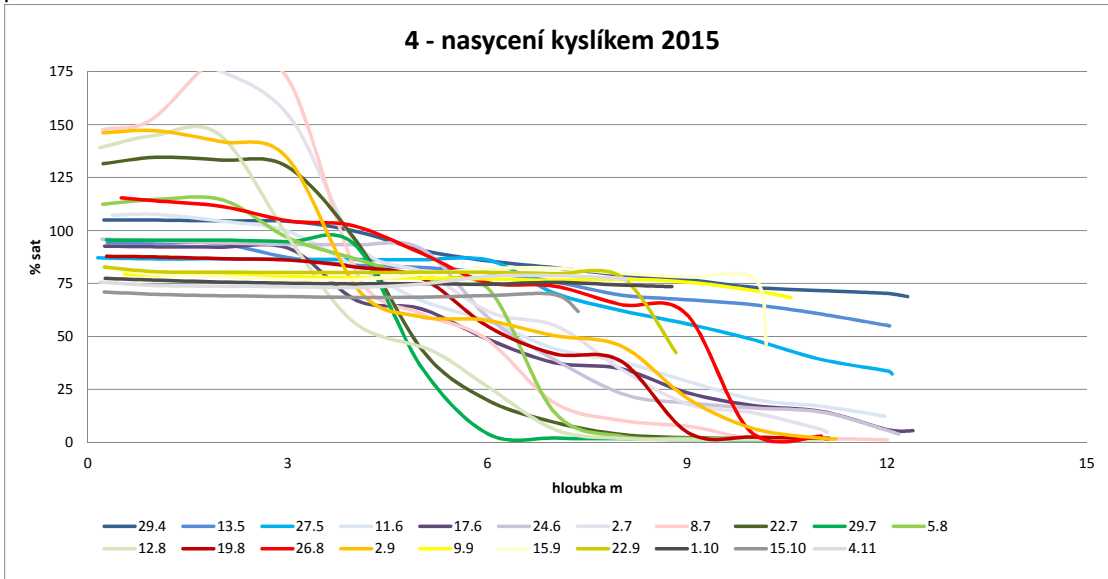




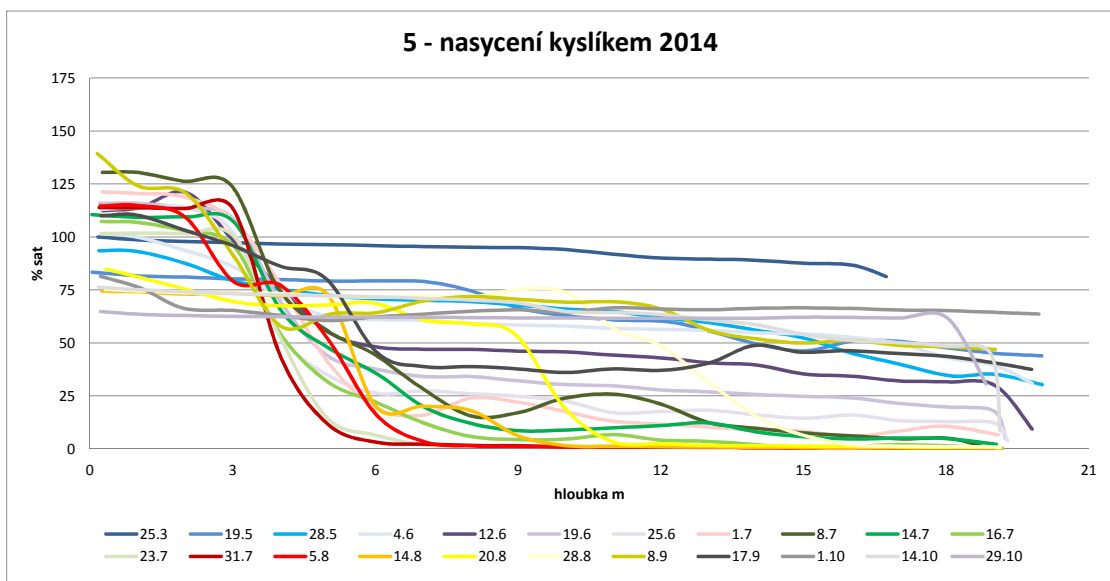
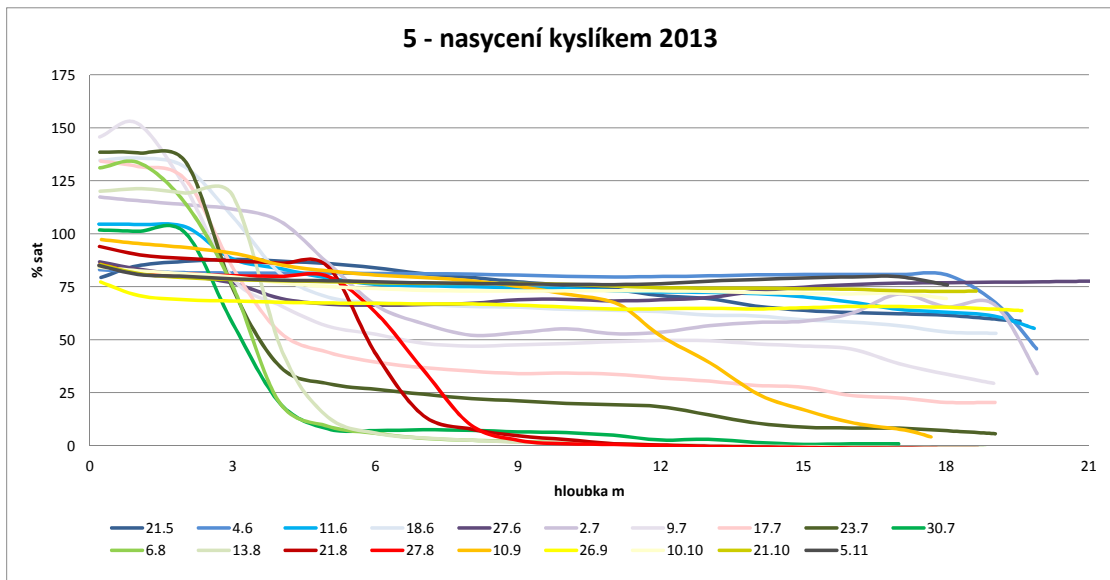
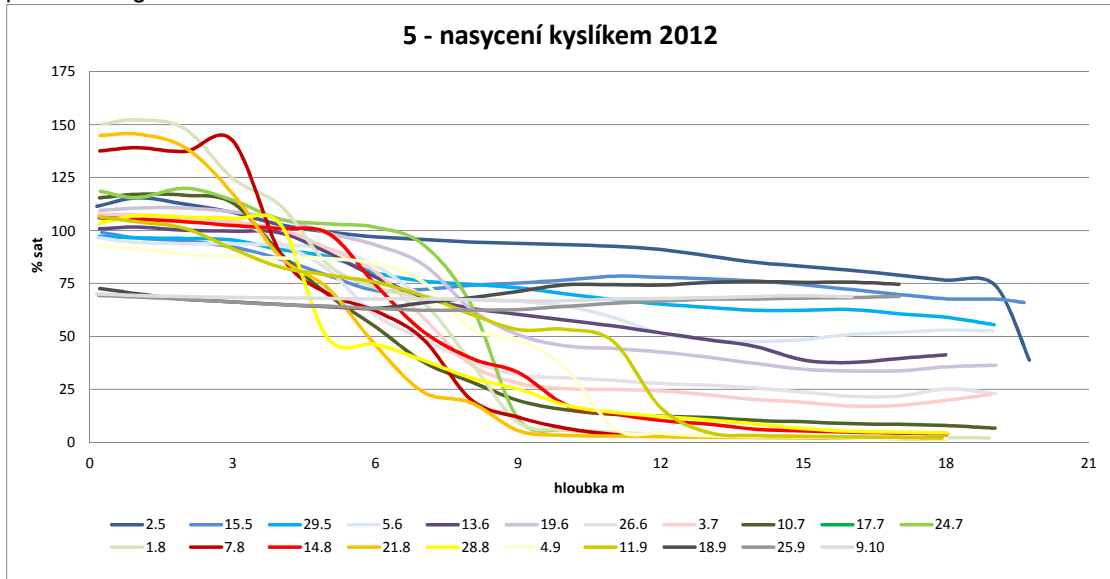




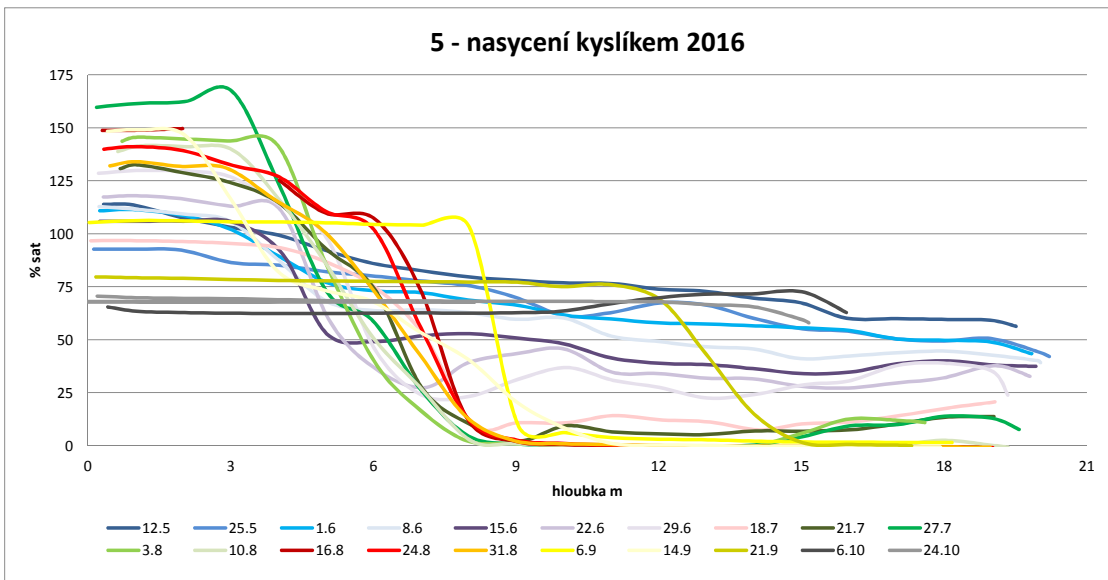
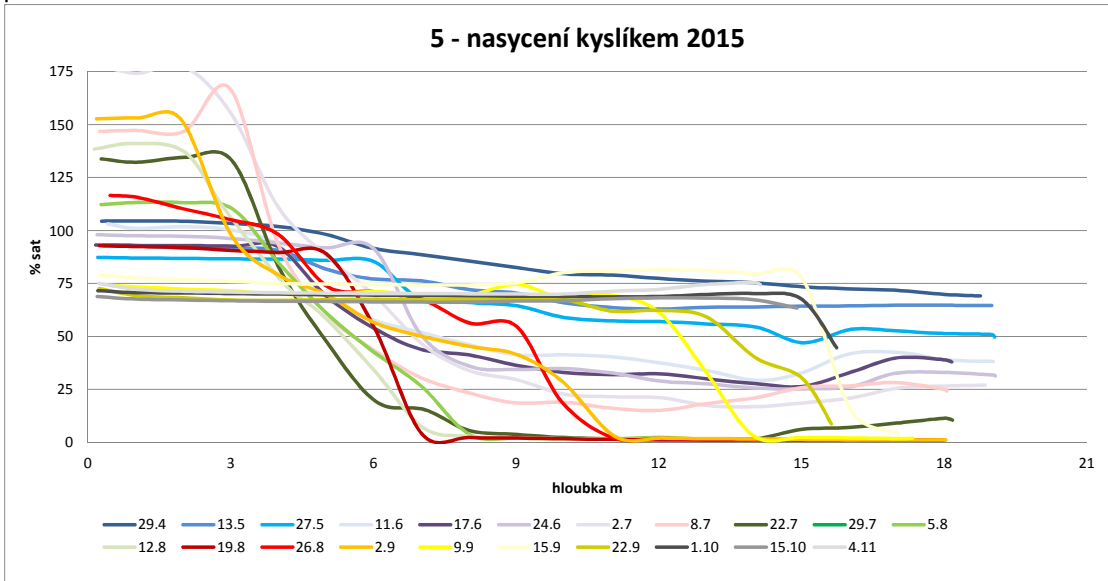
příloha č. 4f

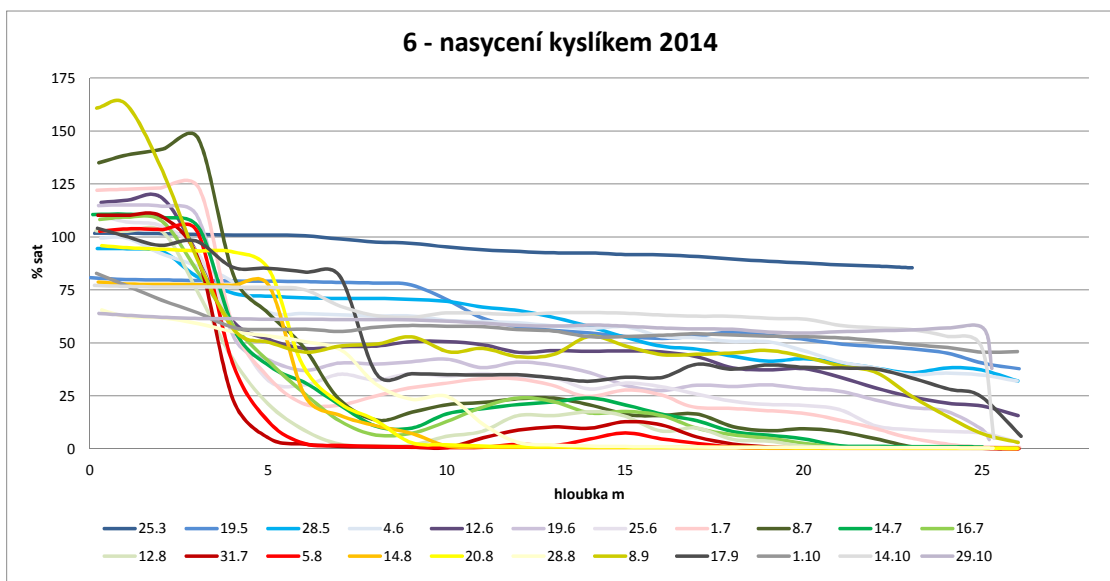
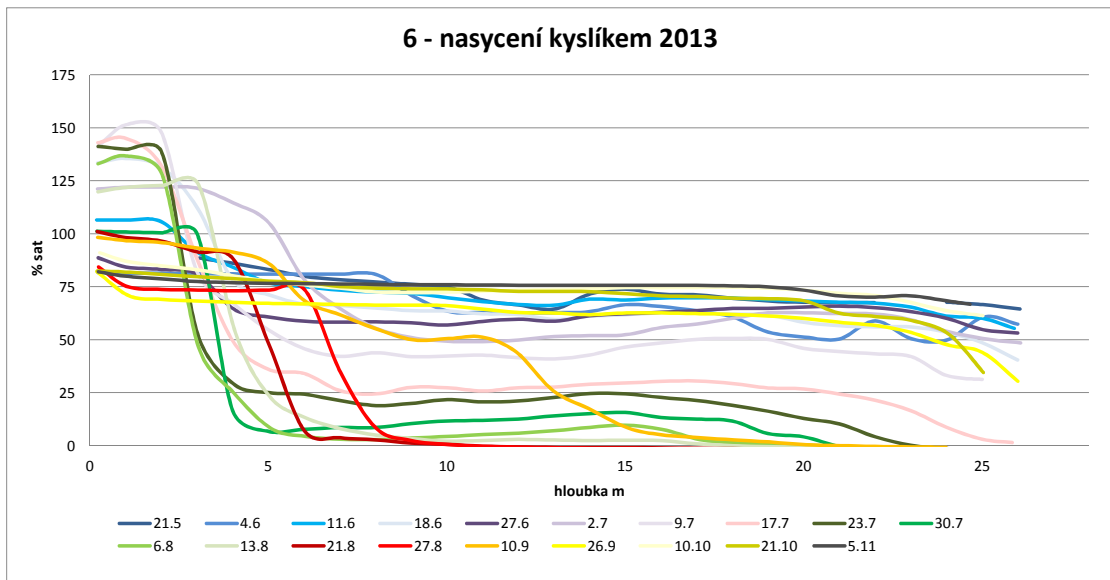
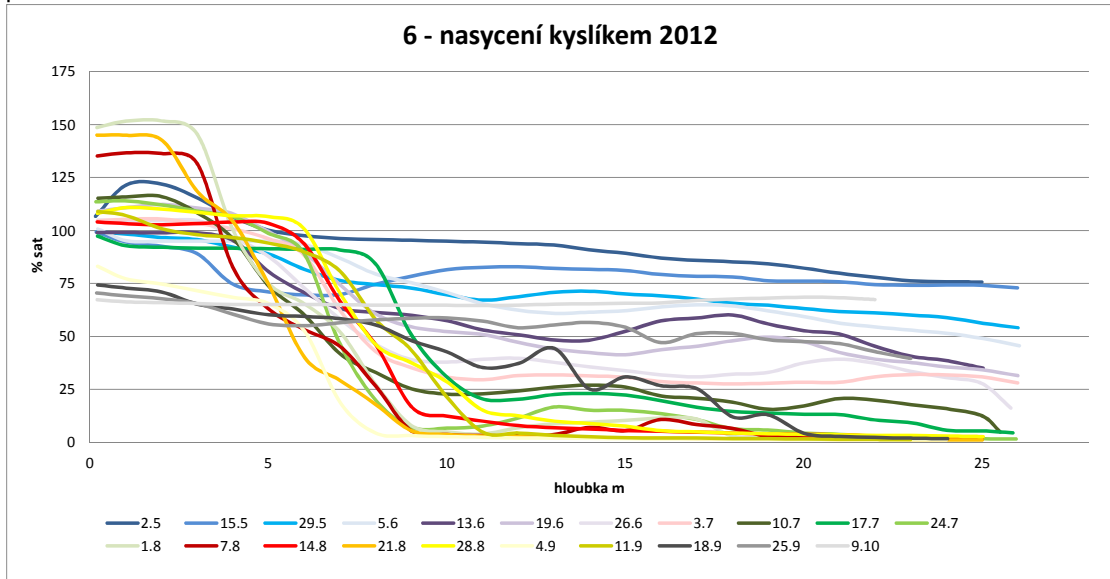


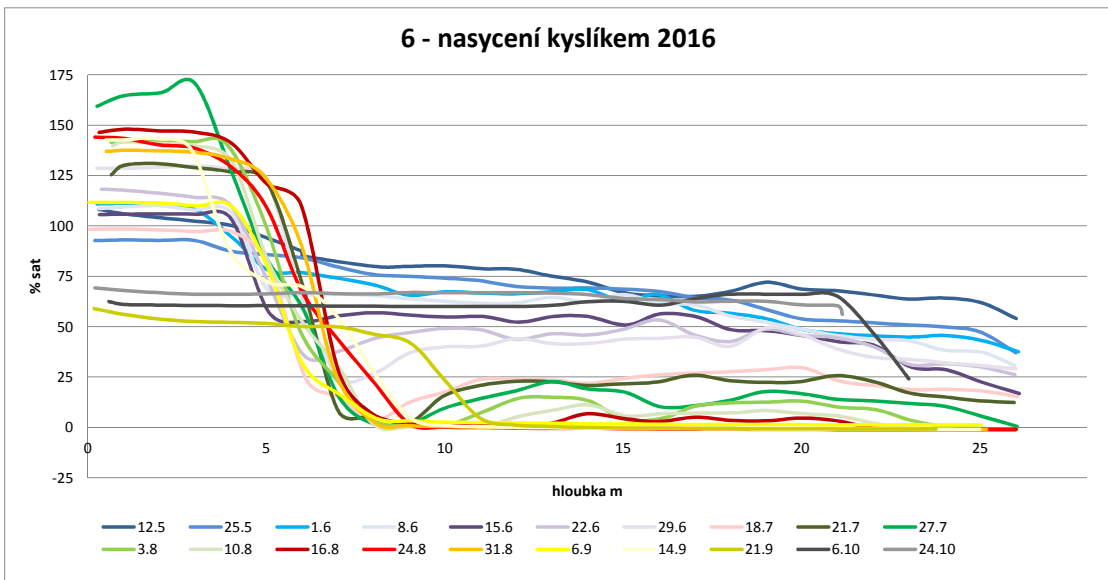
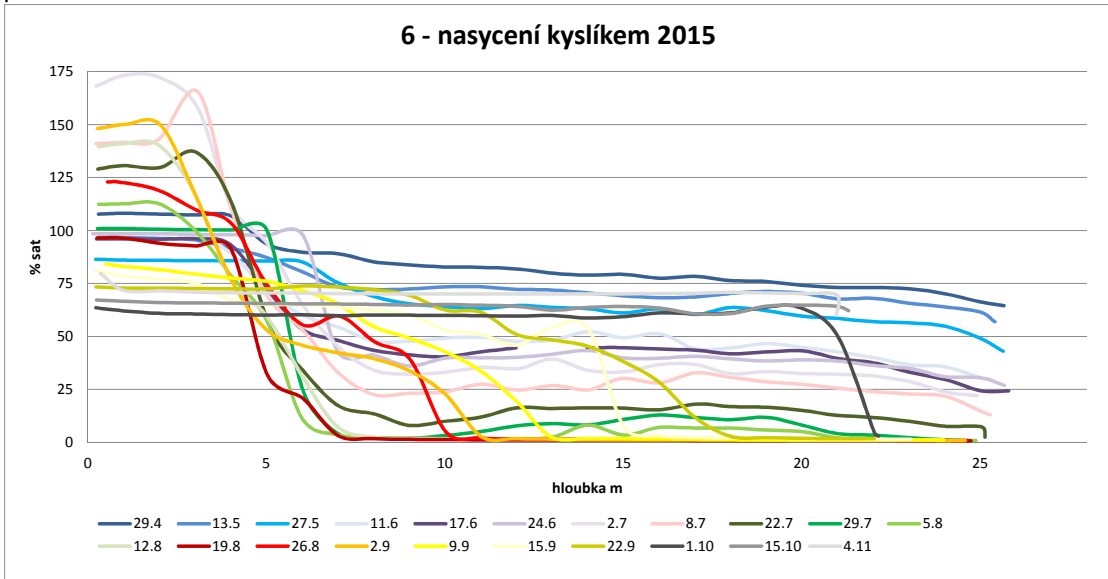
příloha č. 4g



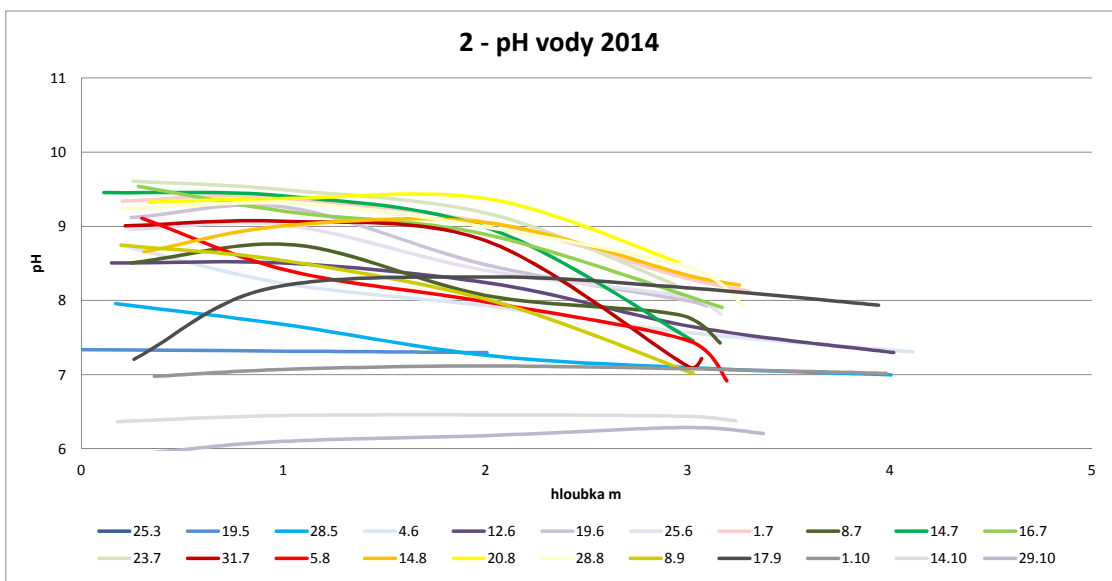
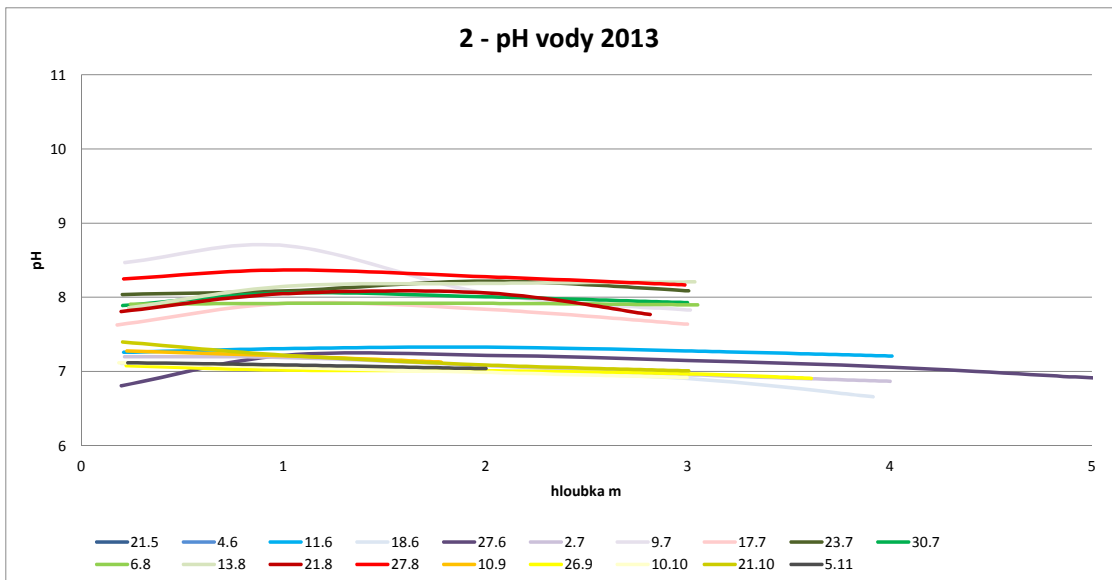
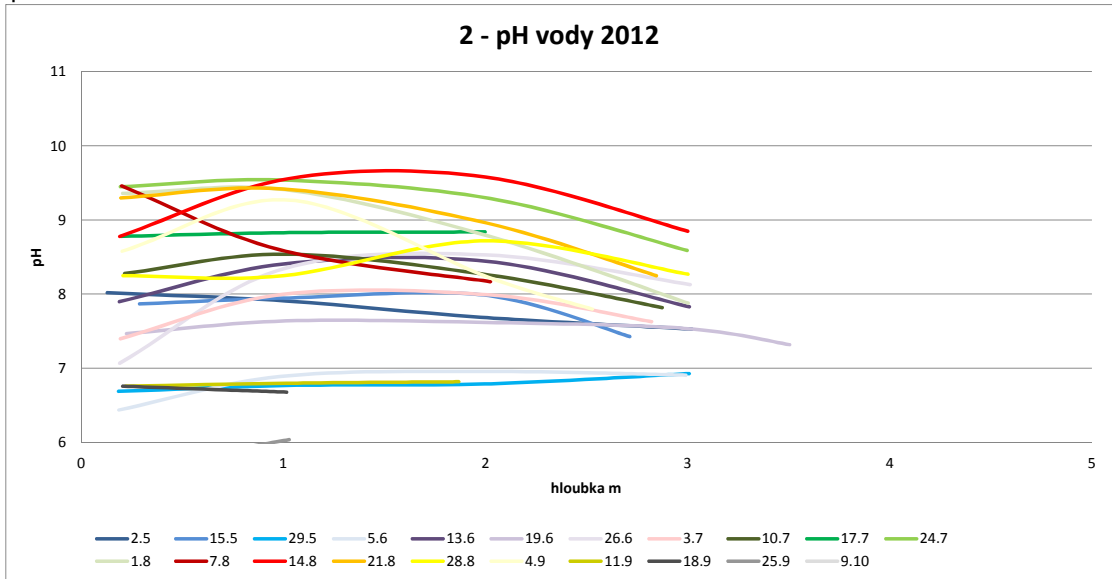
příloha č. 4h





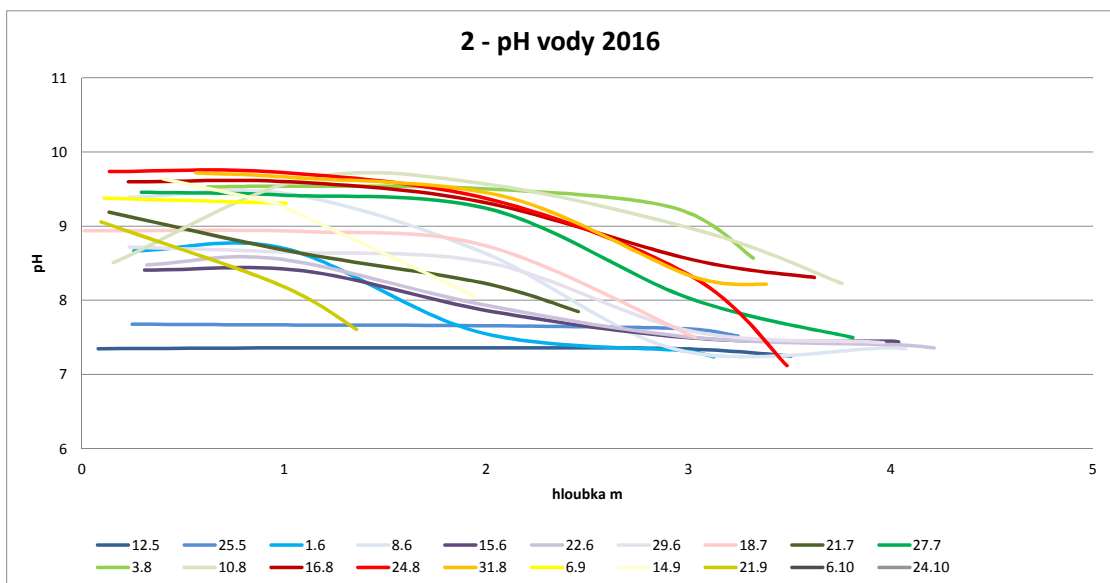
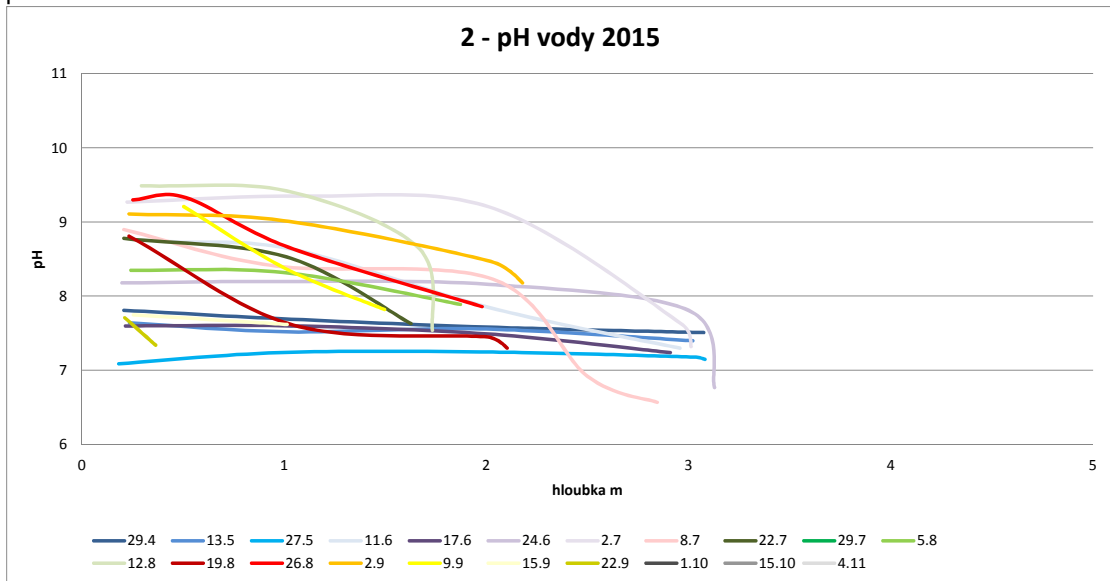


příloha č. 5a

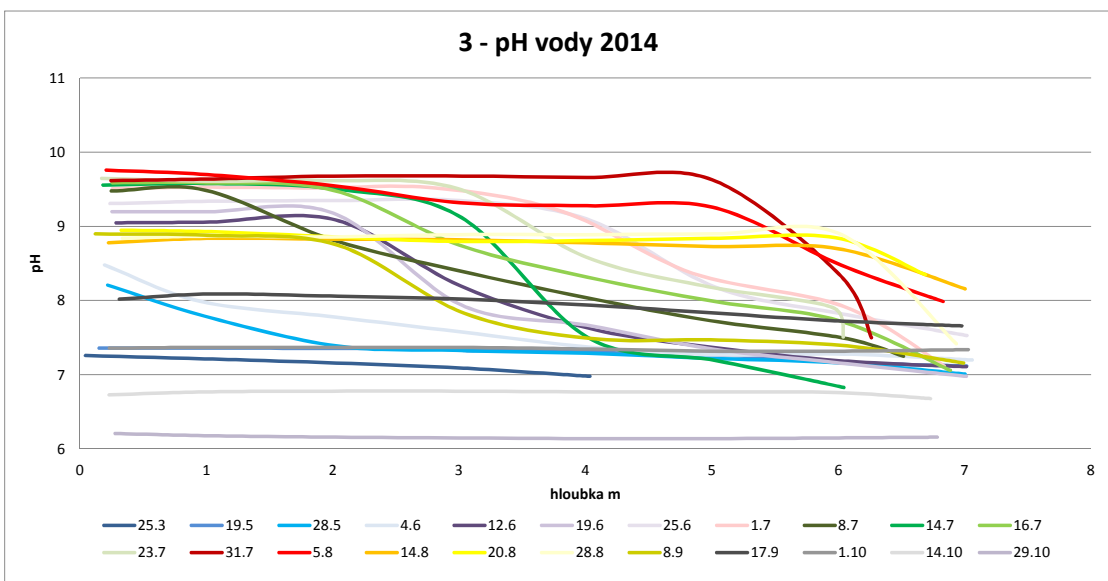
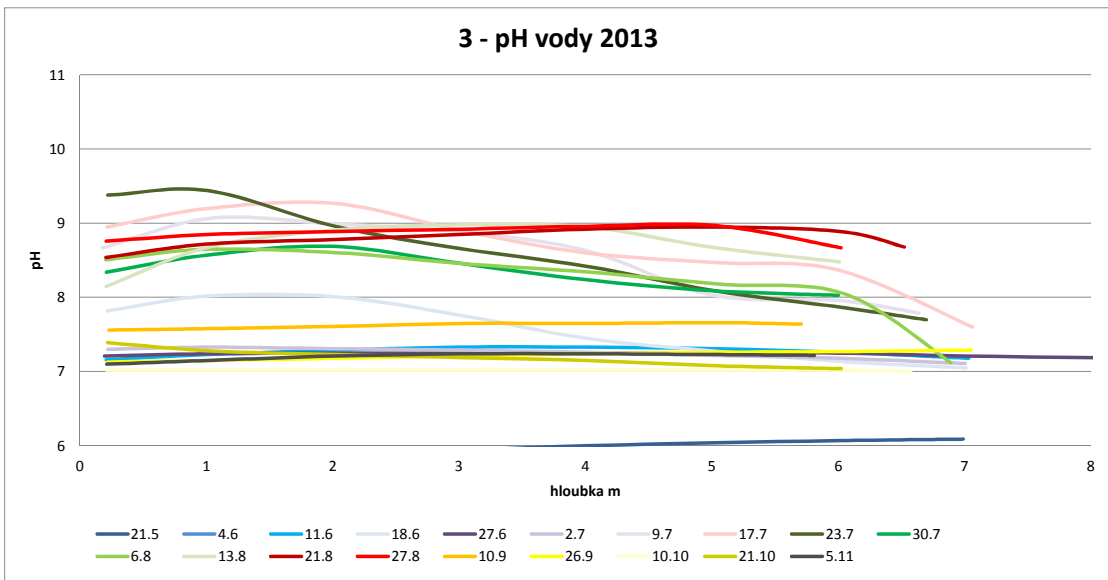
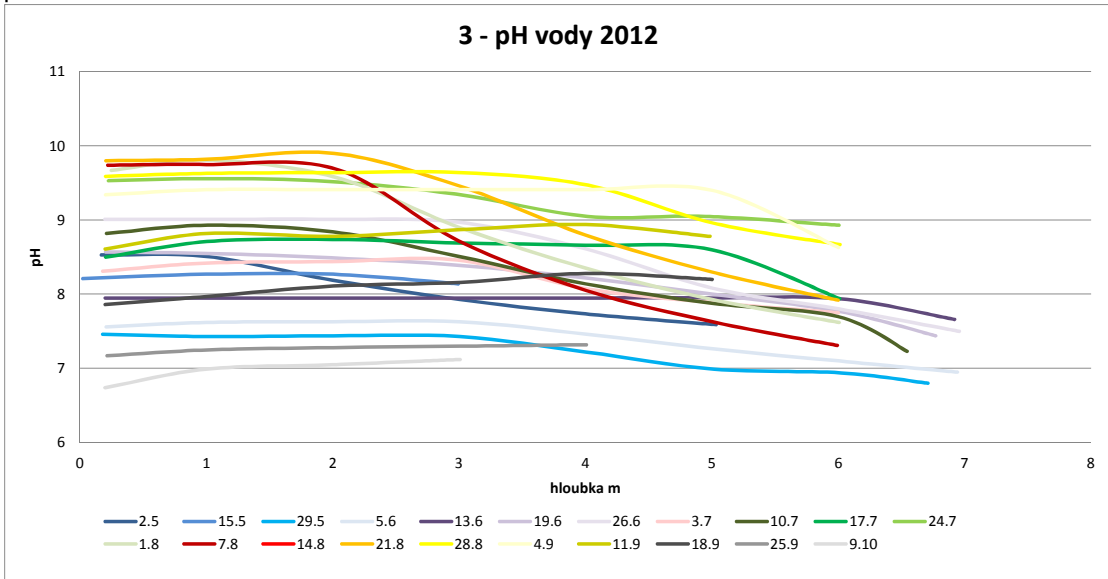




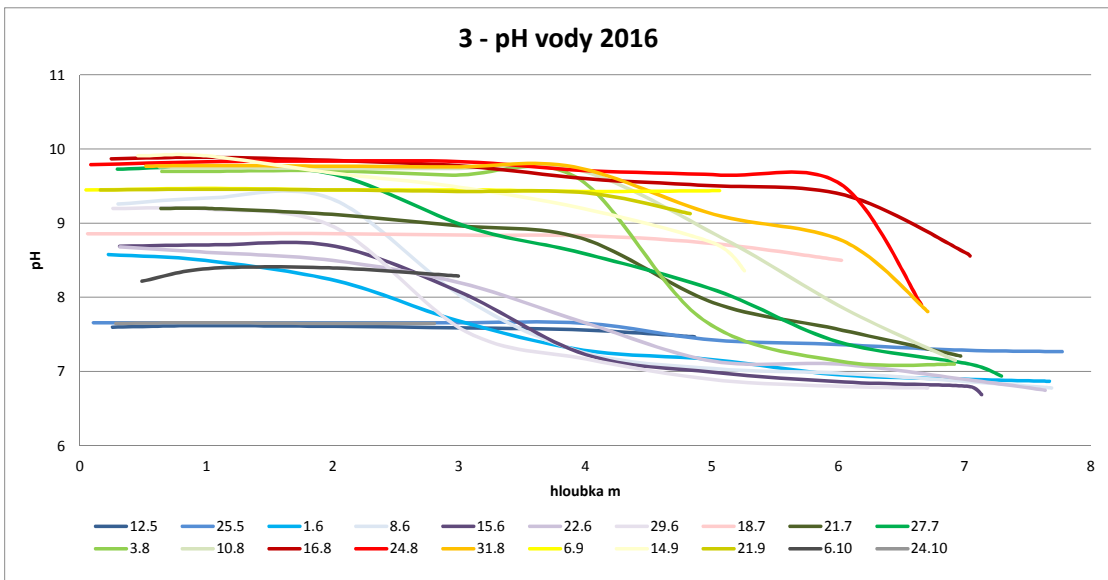
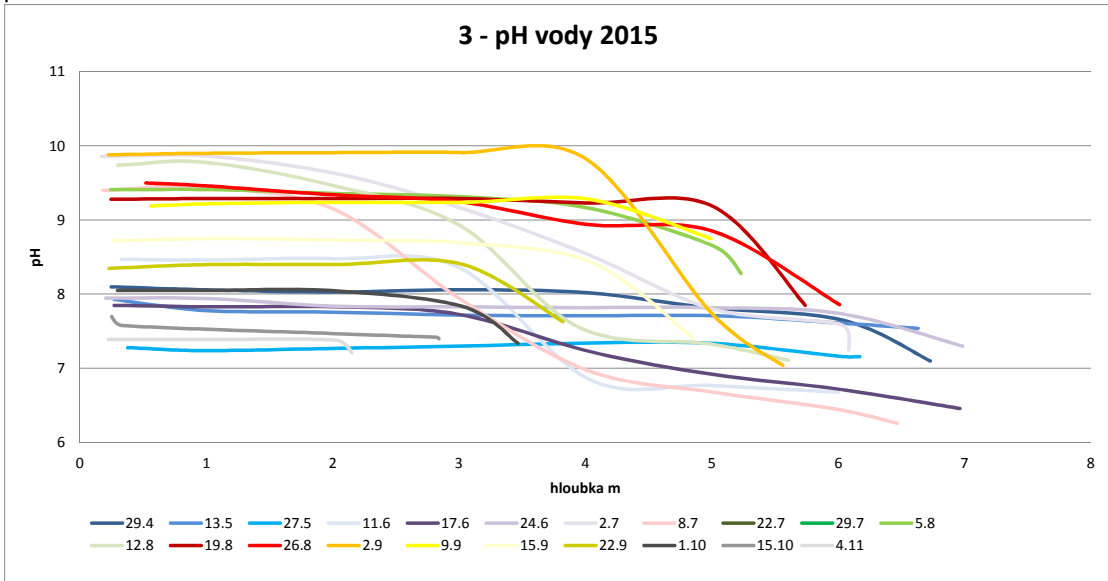
příloha č. 5b



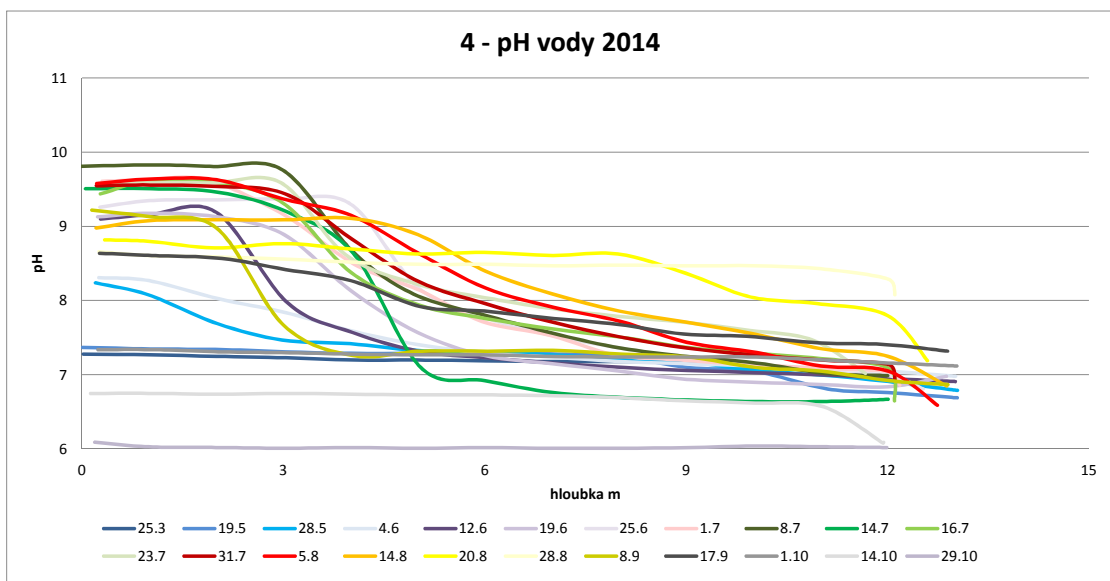
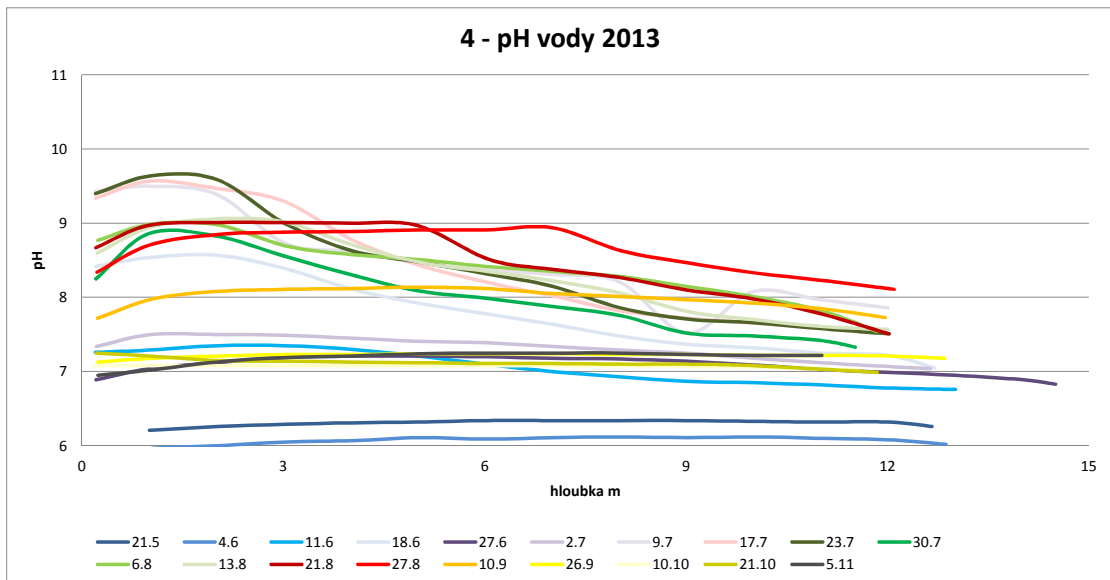
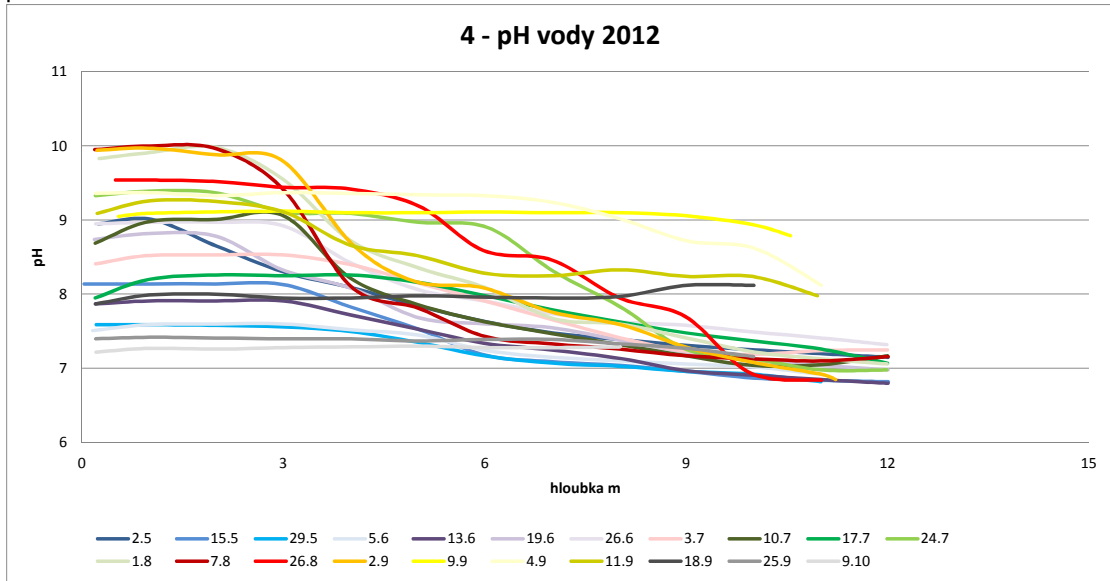
příloha č. 5c



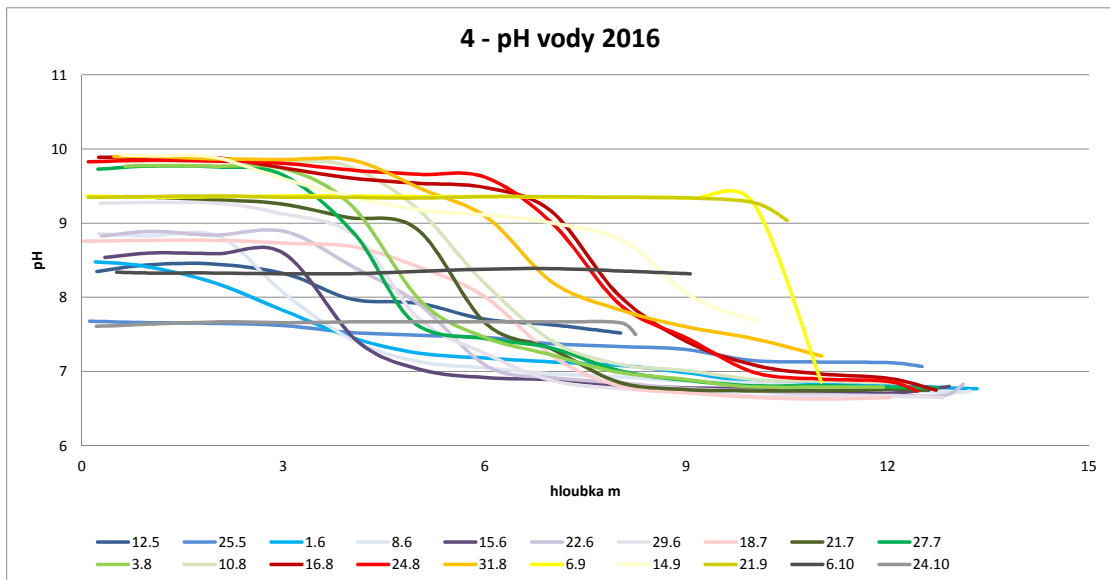
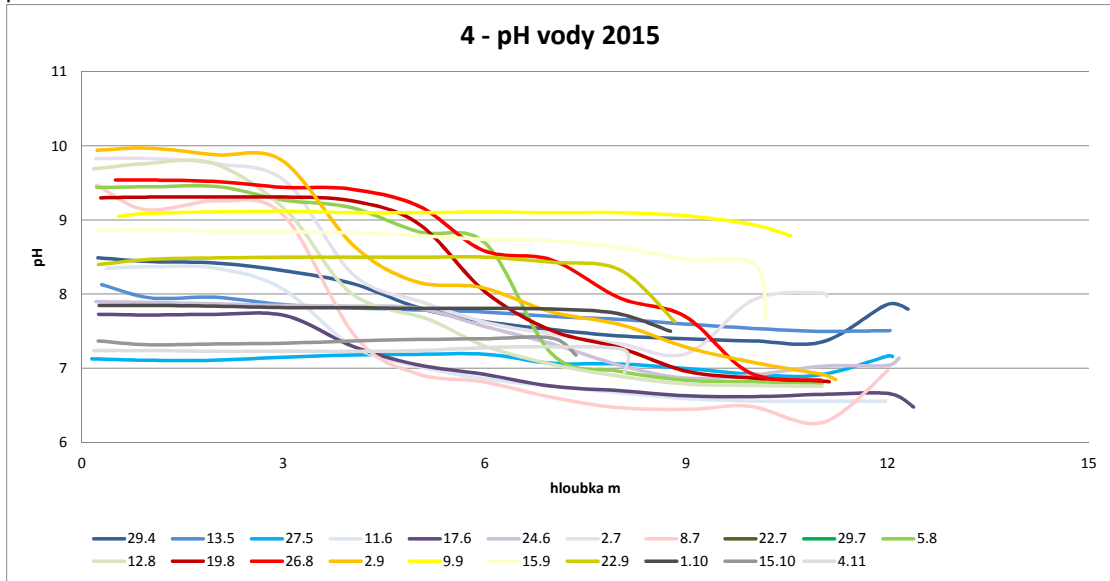
příloha č. 5d



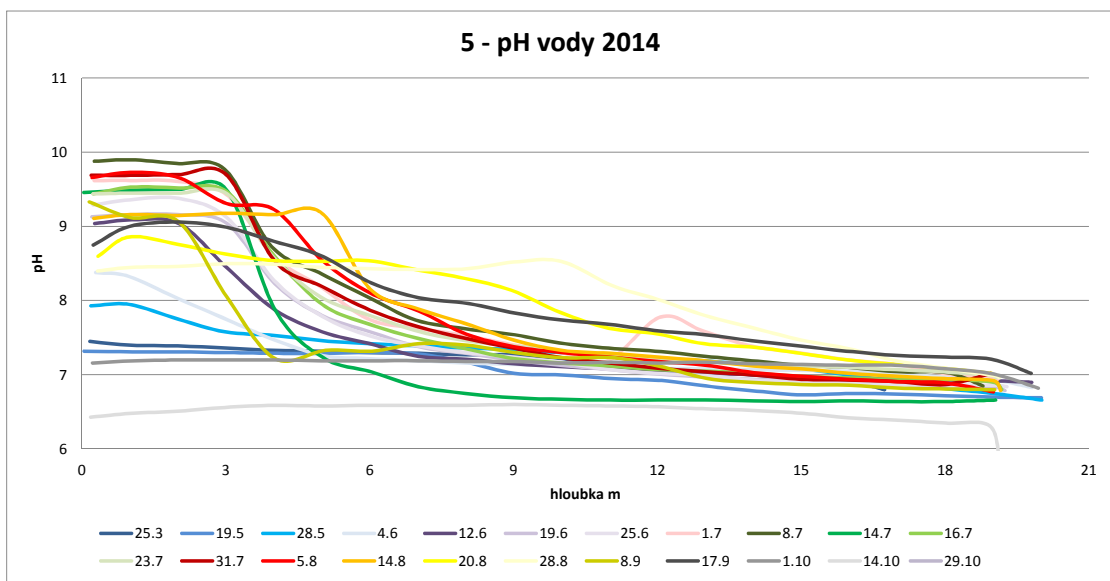
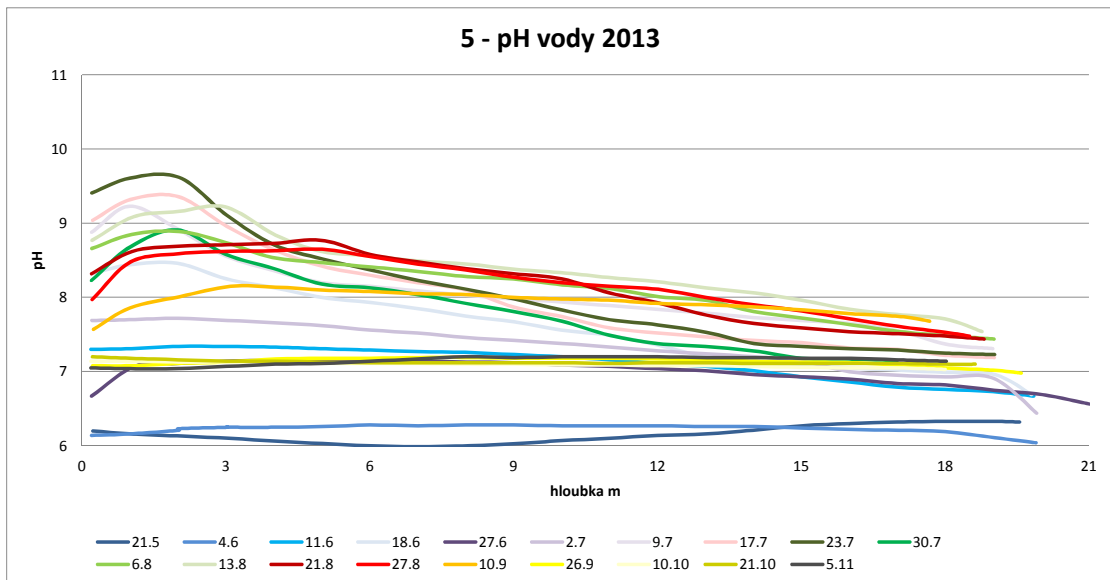
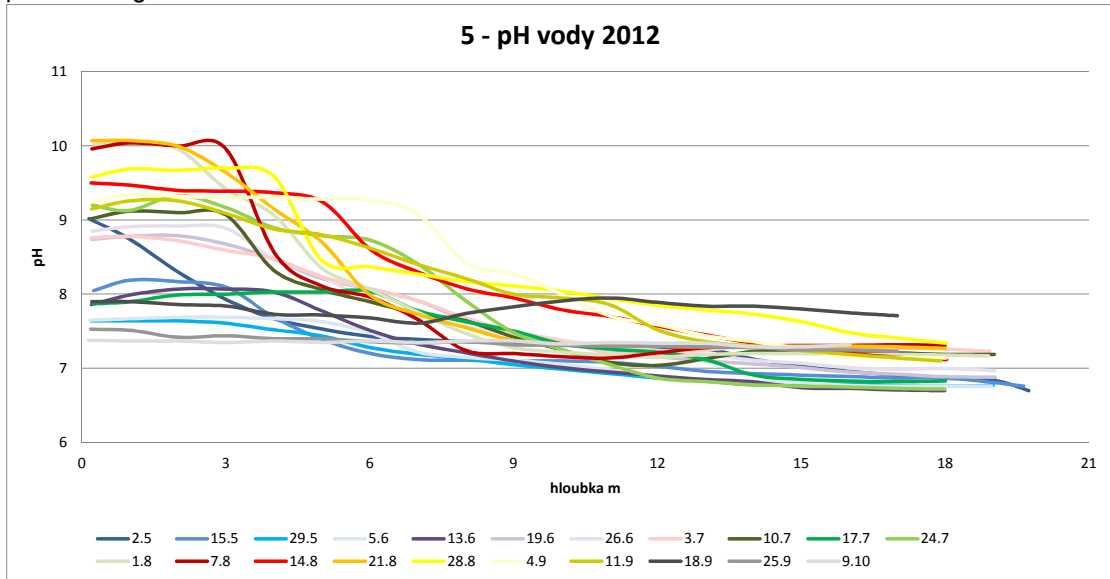
příloha č. 5e



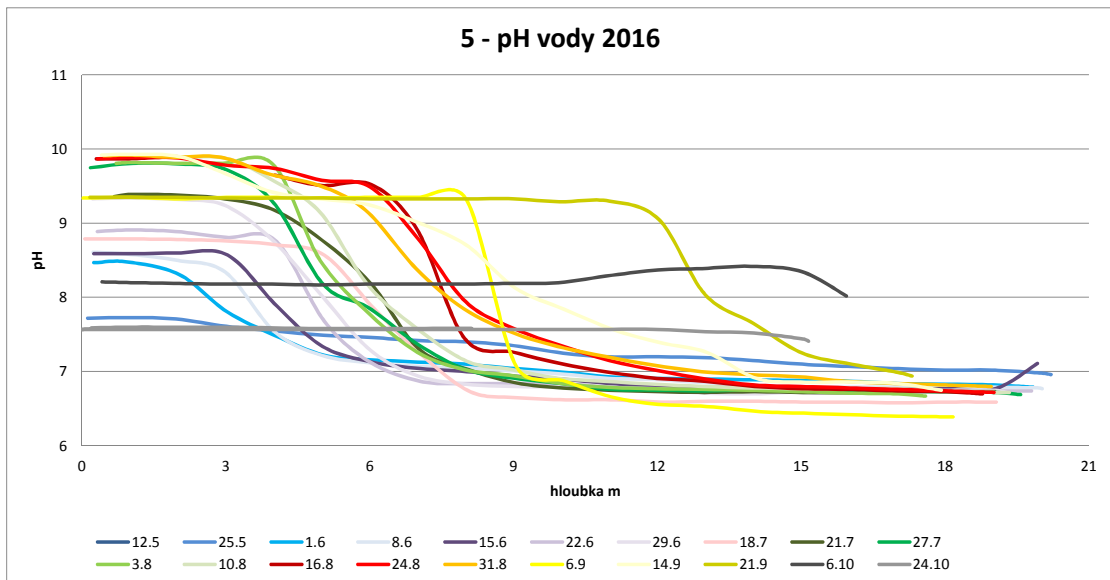
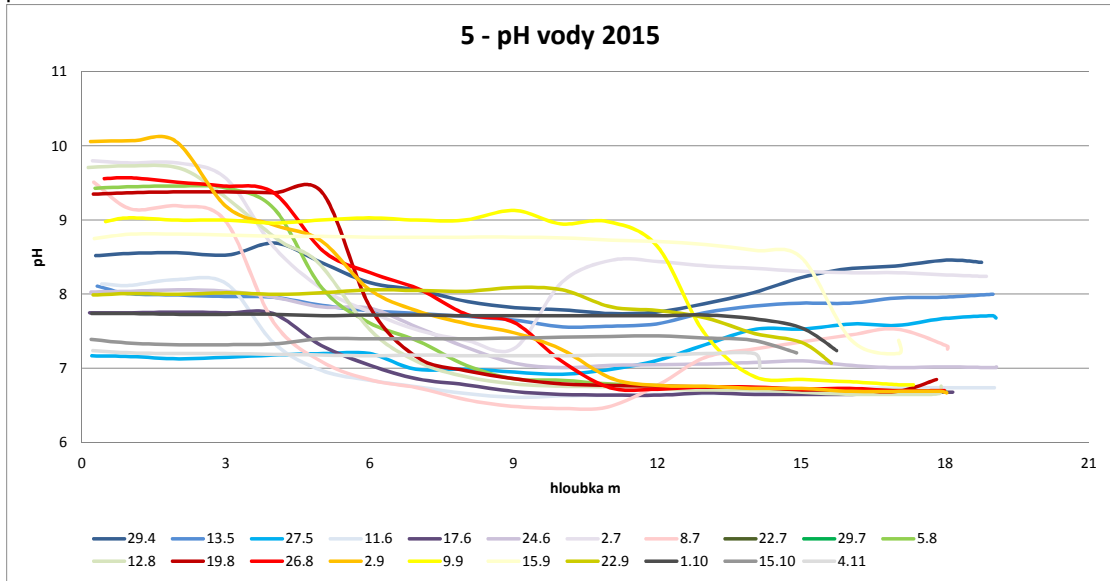
příloha č. 5f



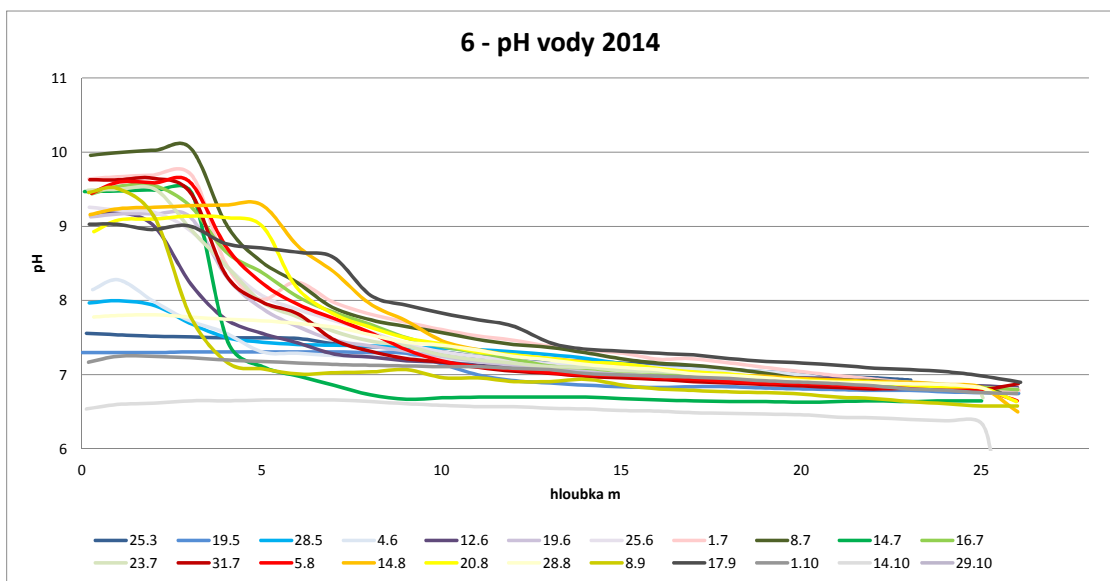
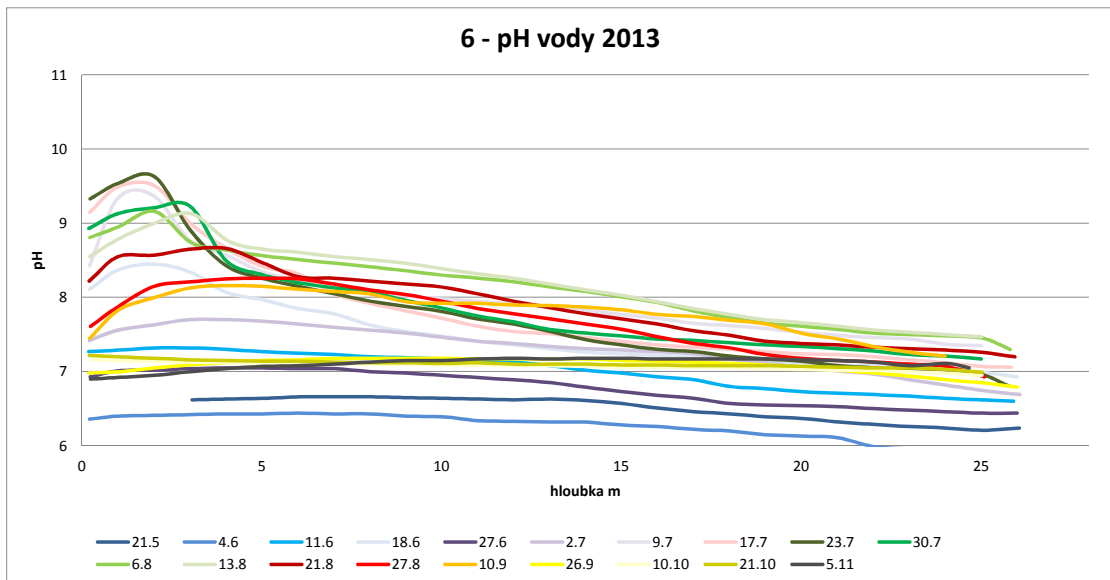
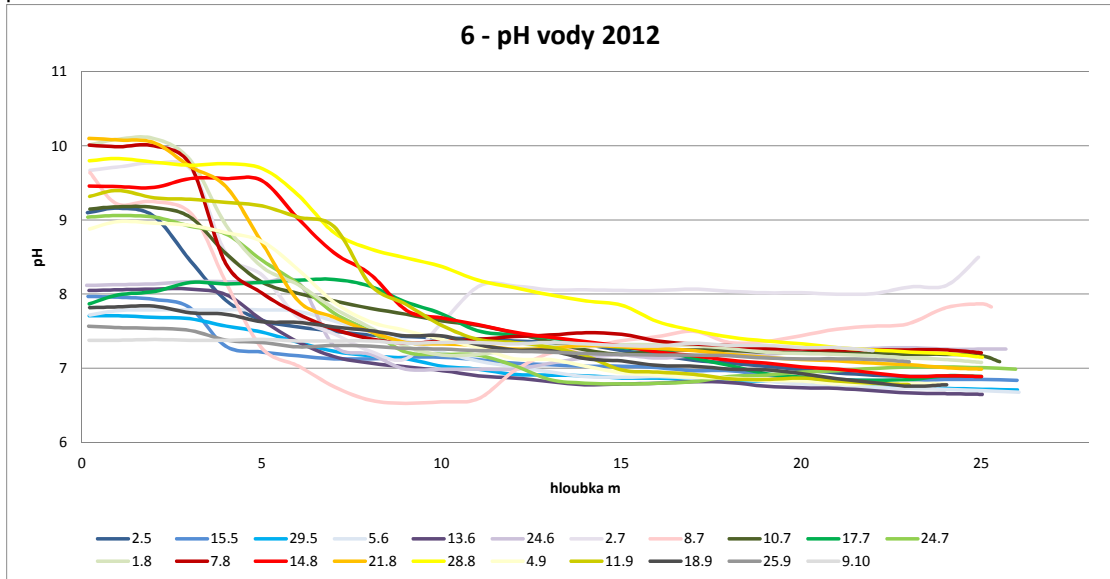
příloha č. 5g



příloha č. 5h

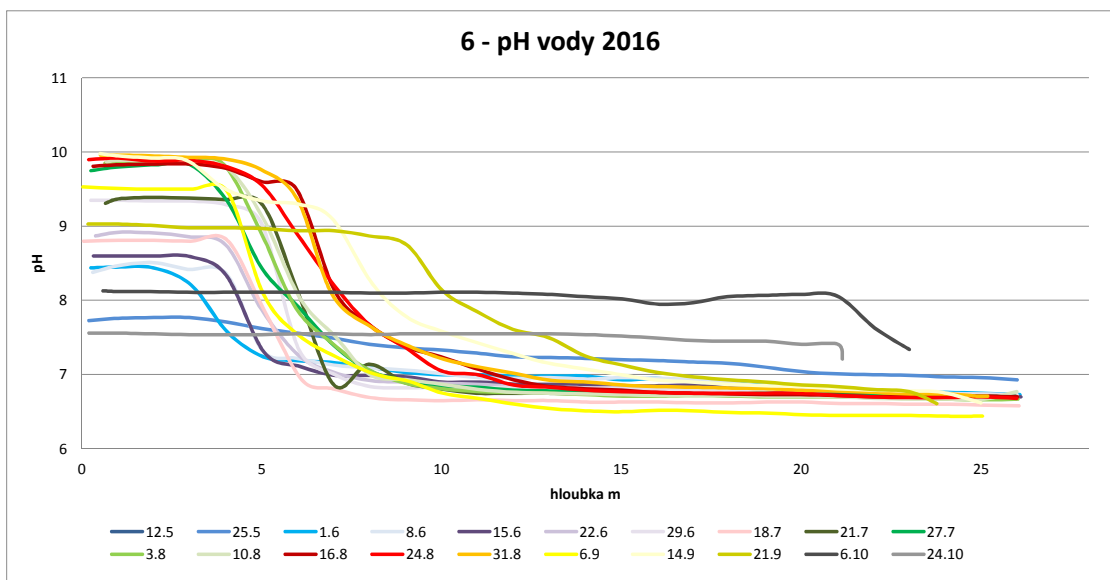
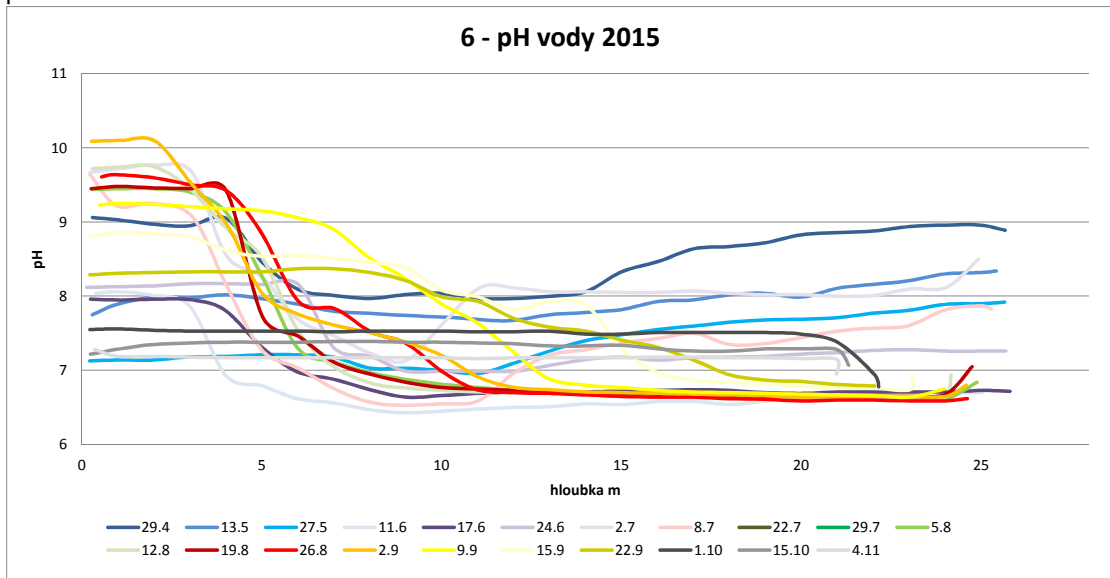


příloha č. 5ch

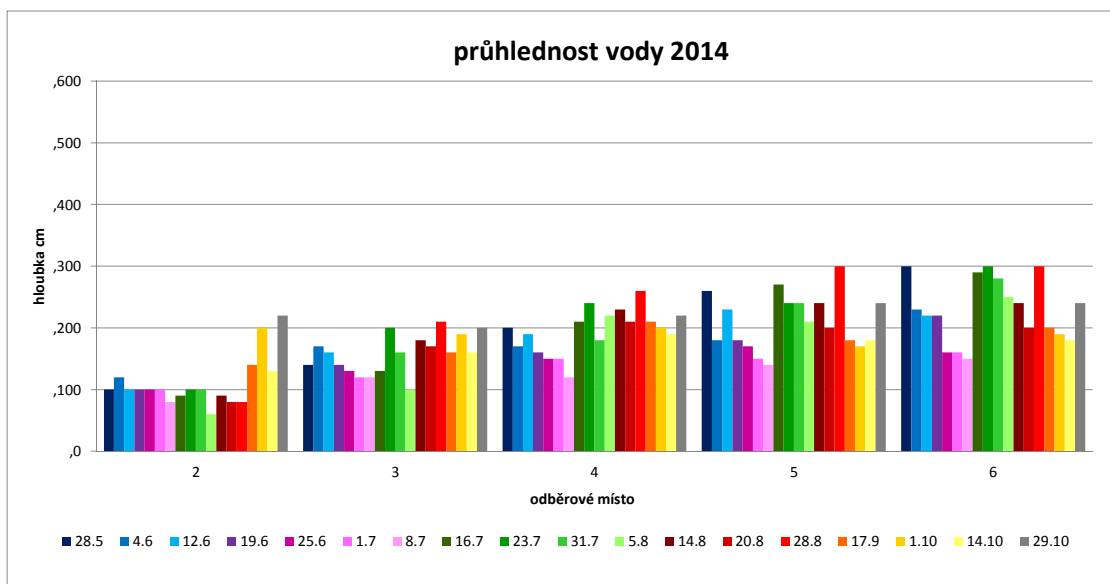
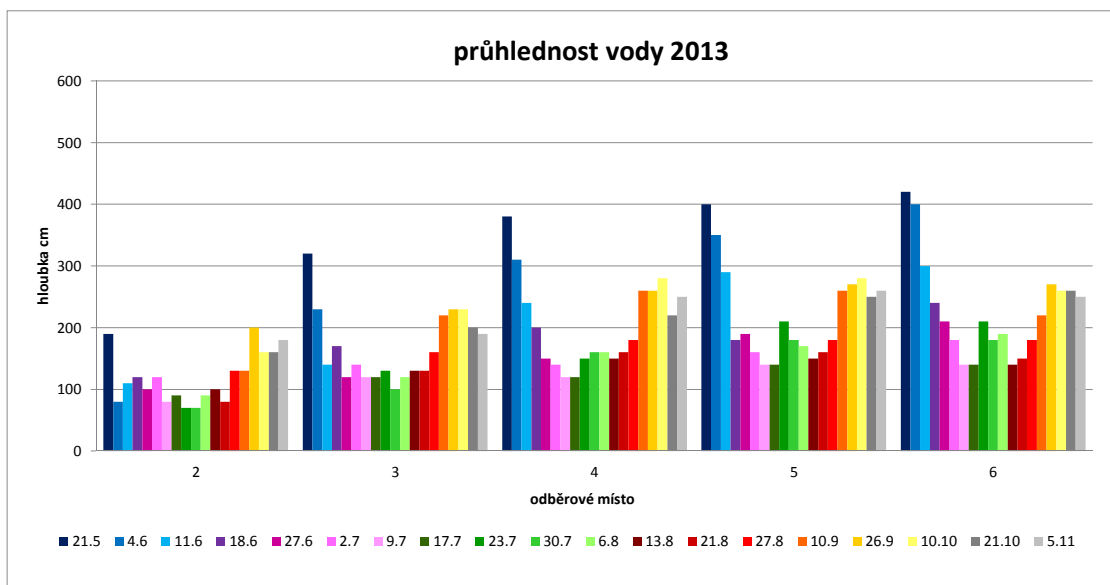
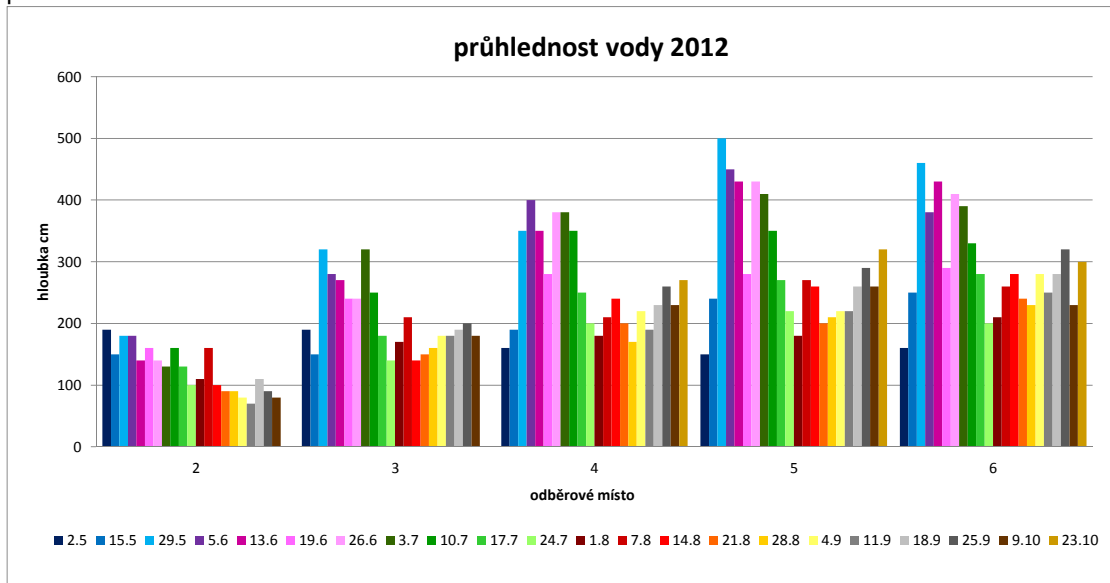




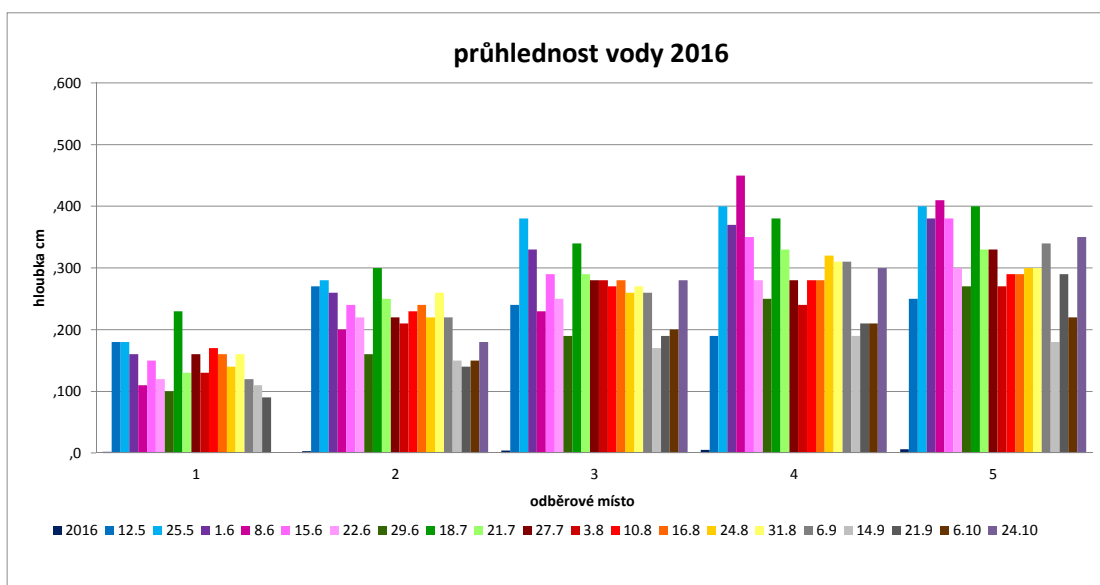
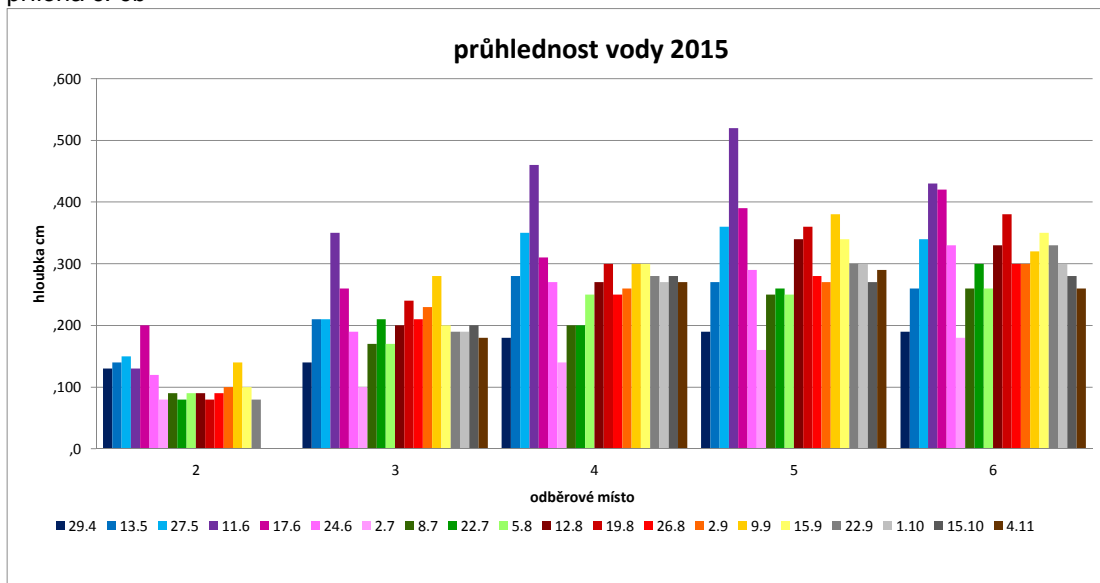
příloha č. 5i



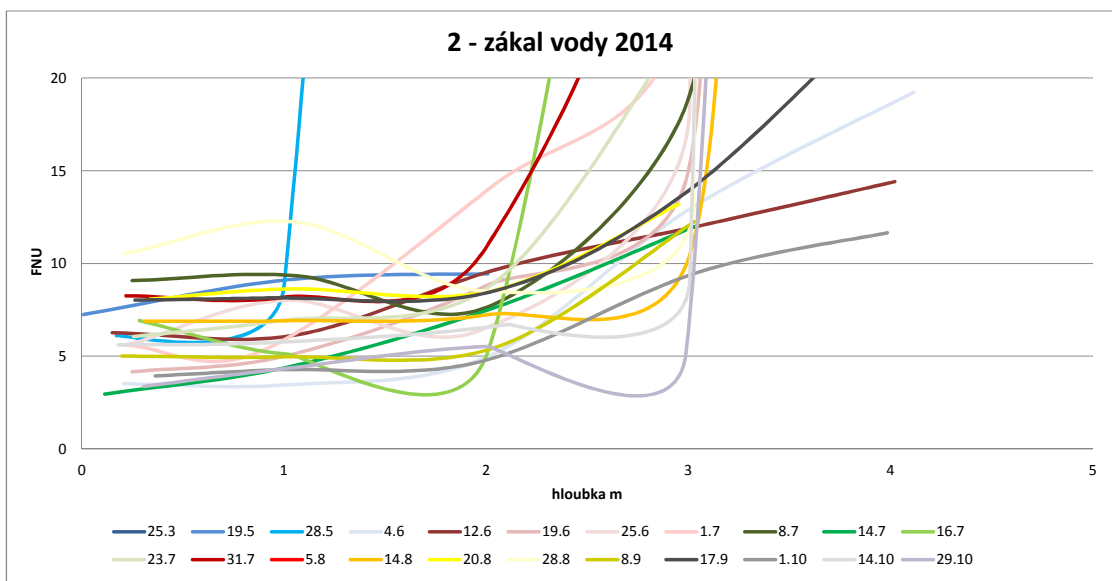
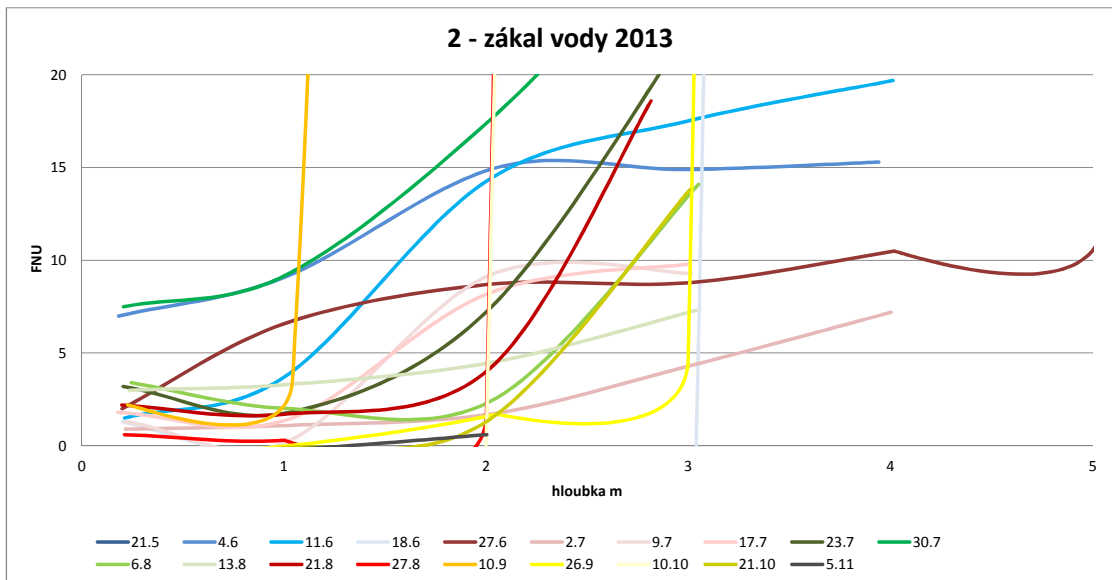
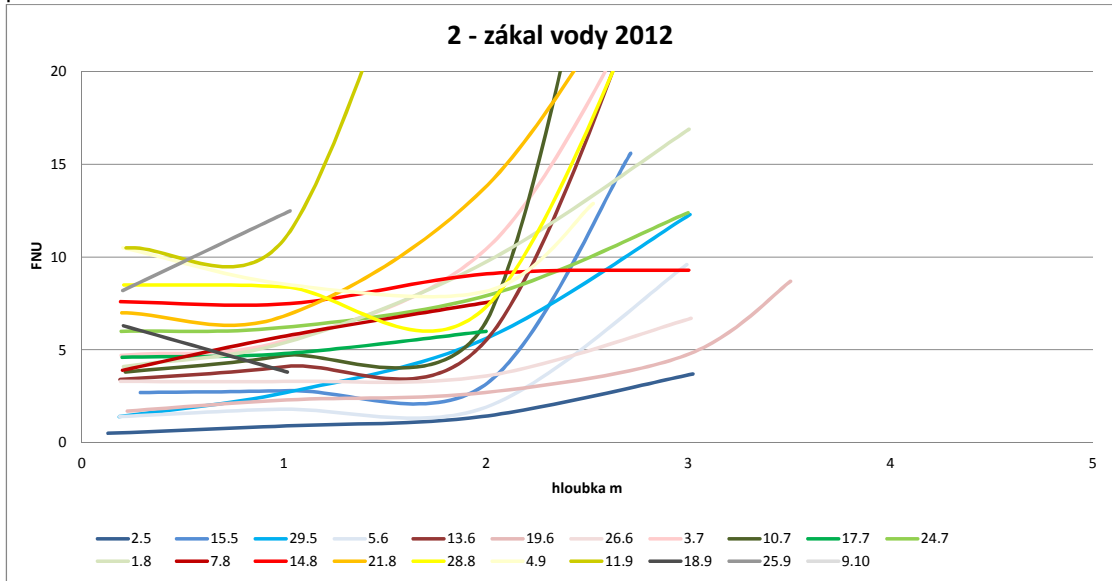
příloha č. 6a



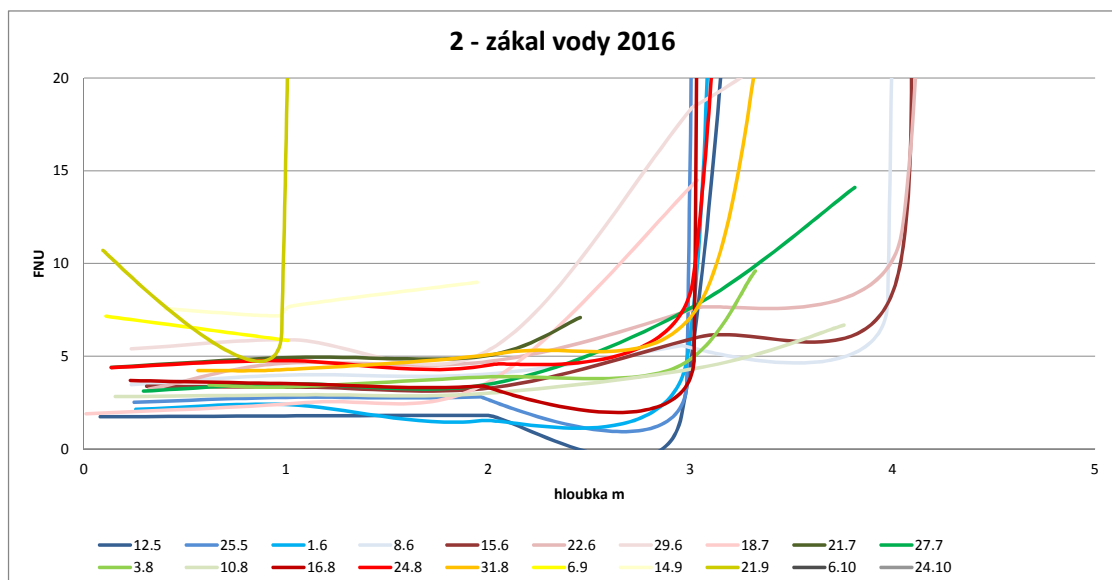
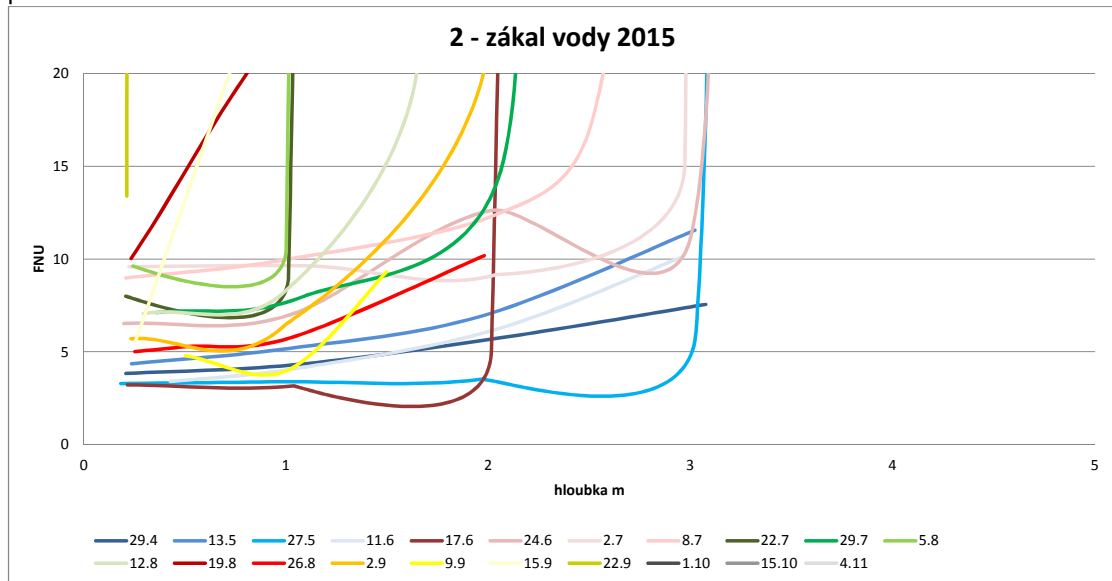
příloha č. 6b



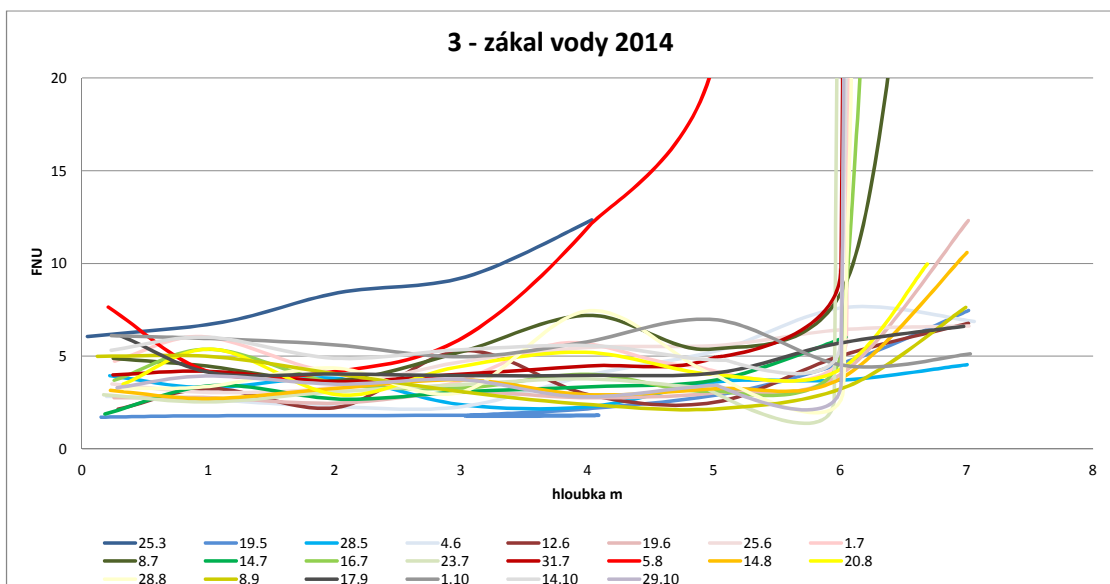
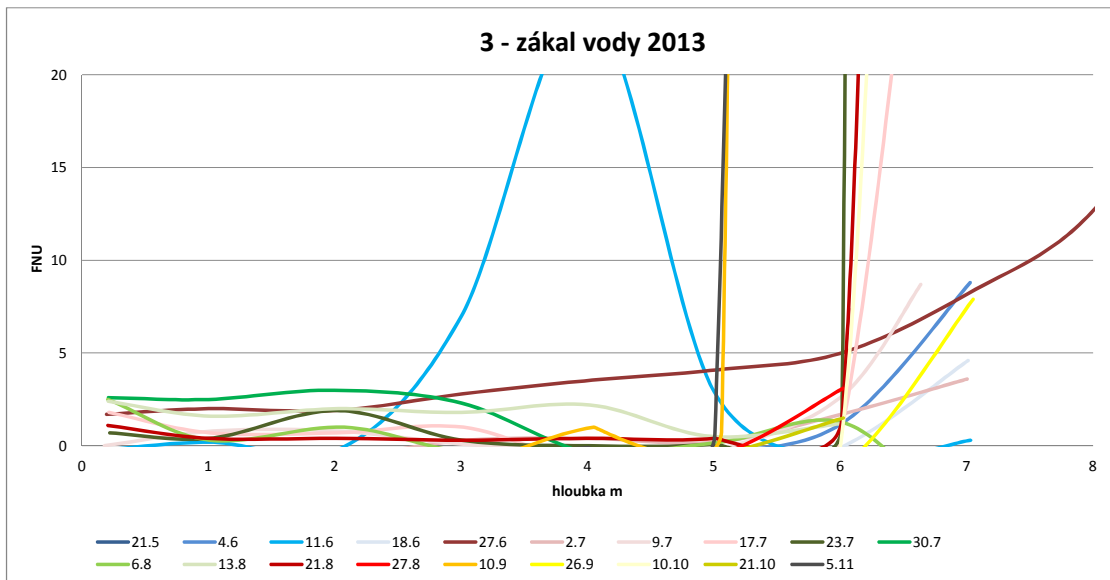
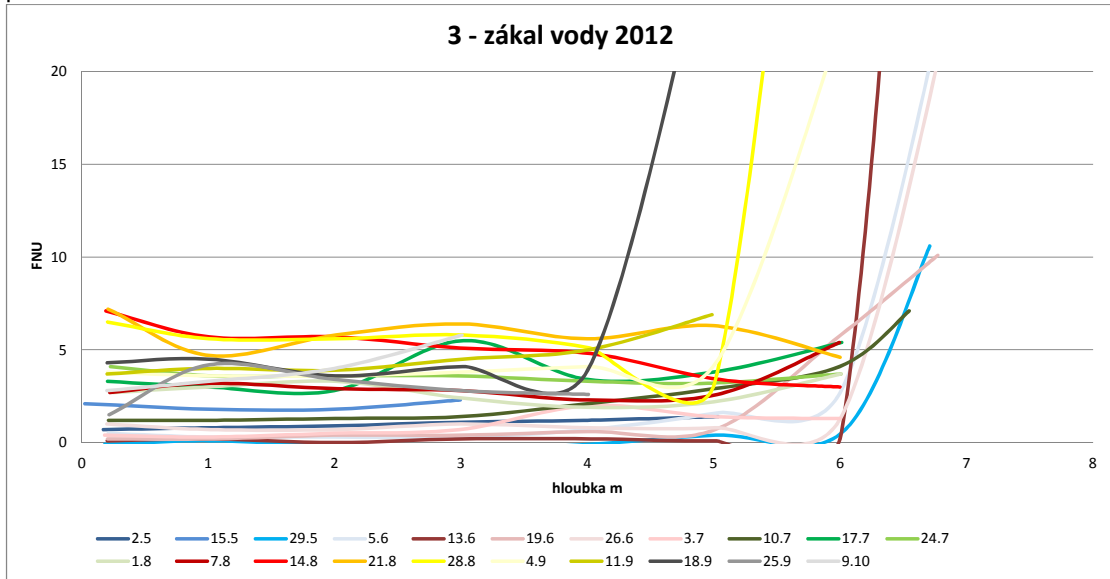
příloha č. 7a

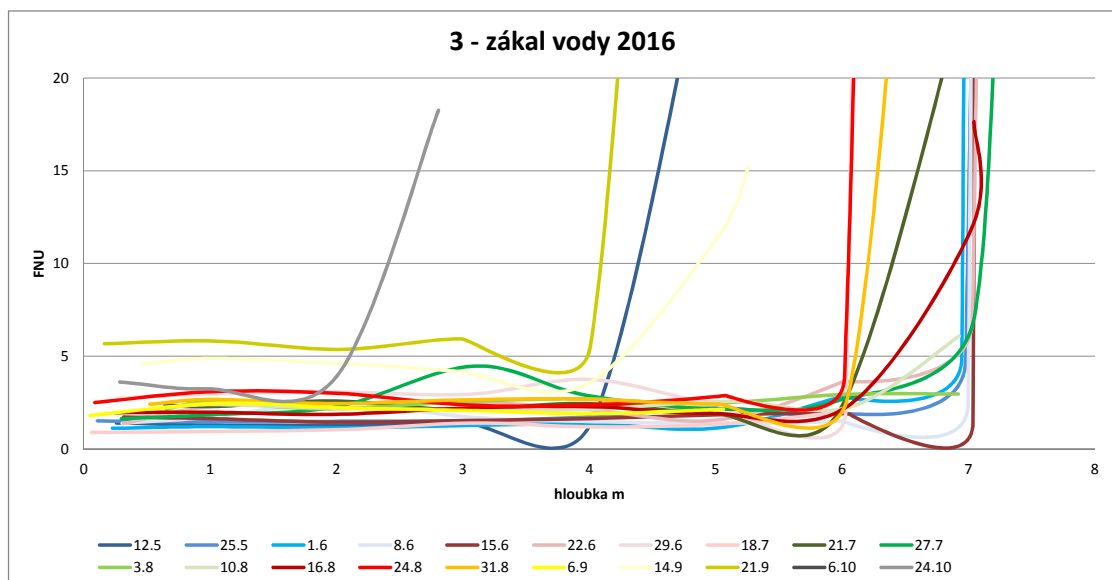
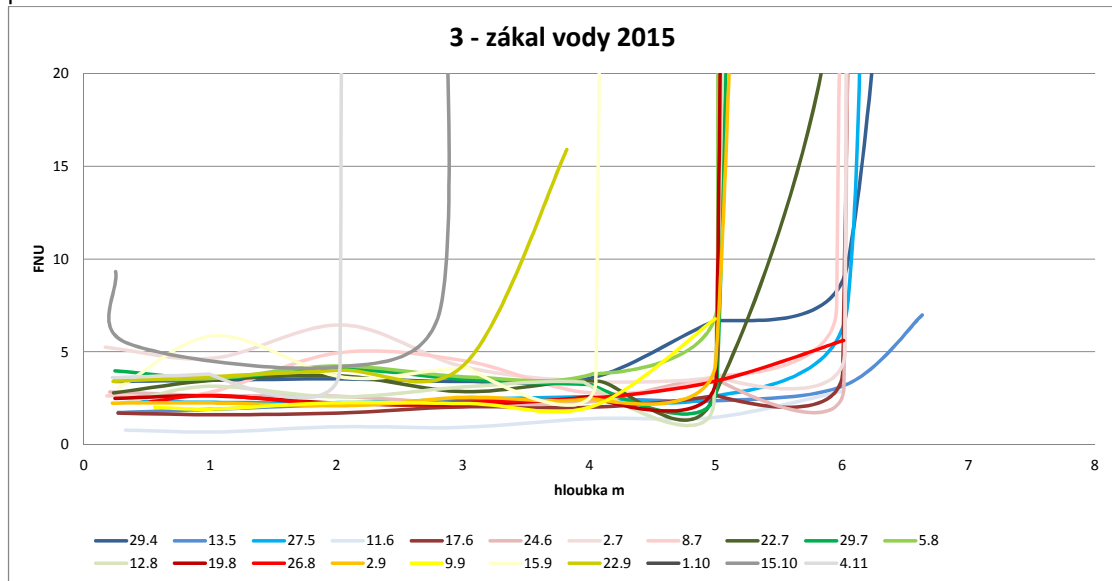


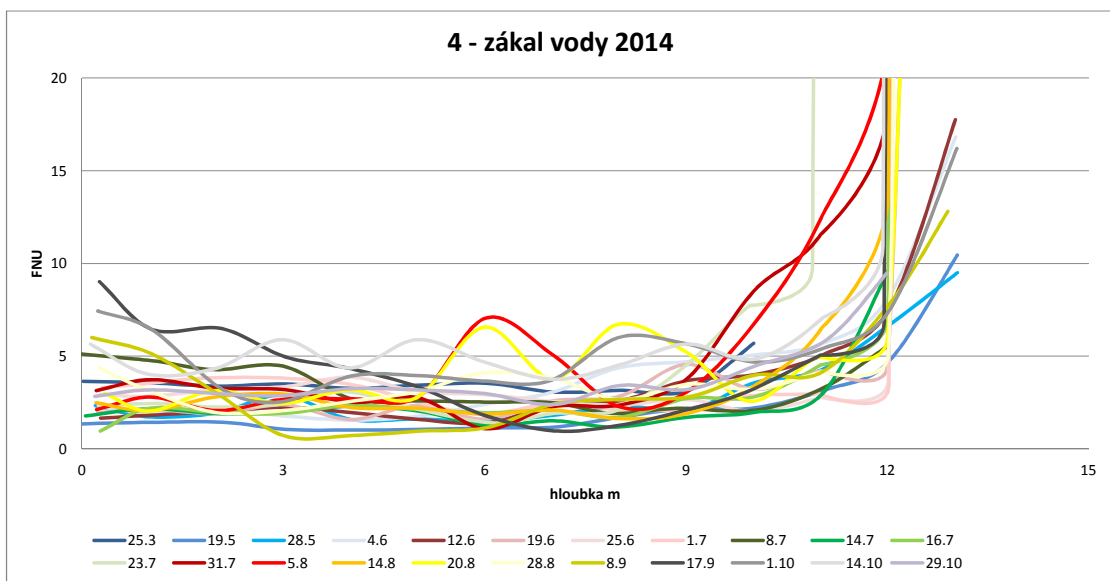
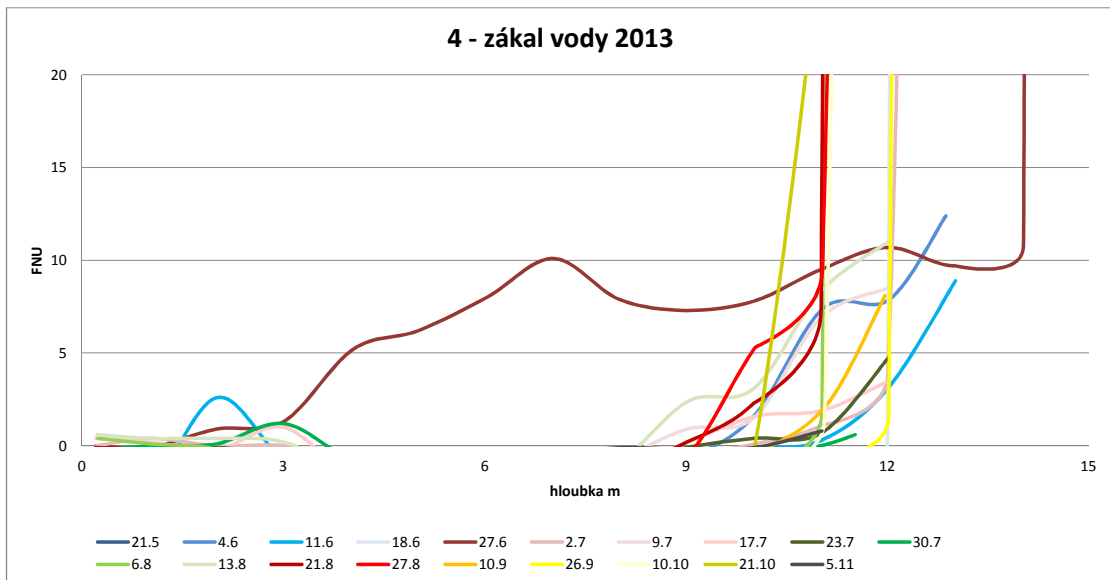
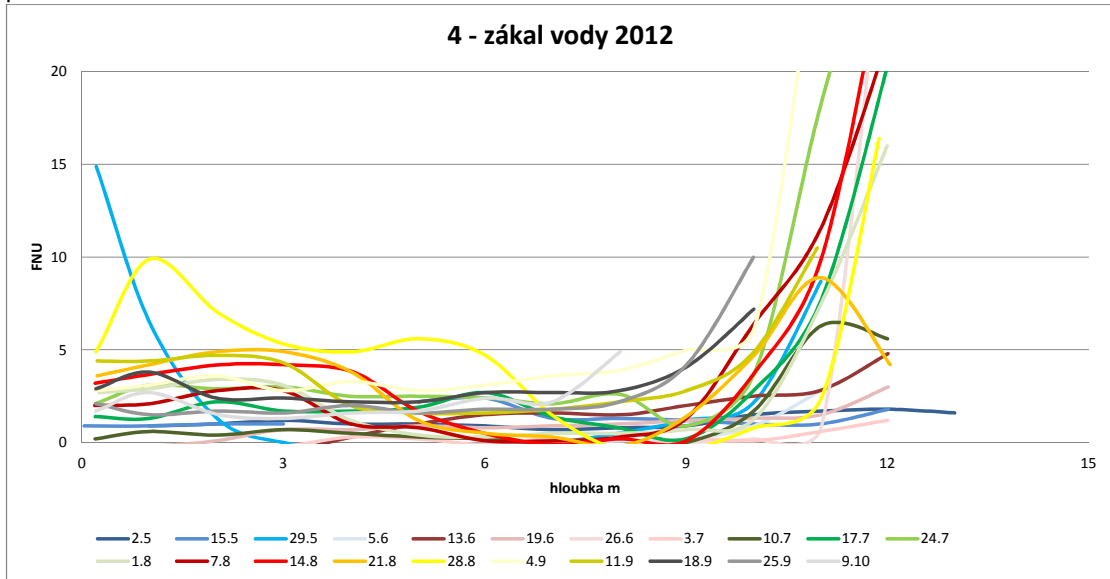
příloha č. 7b



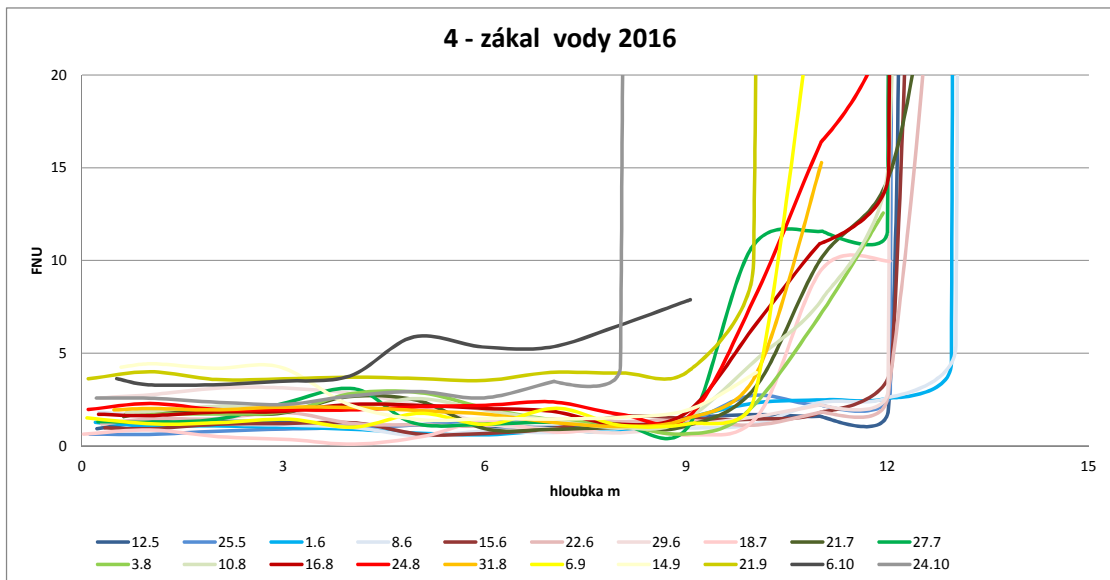
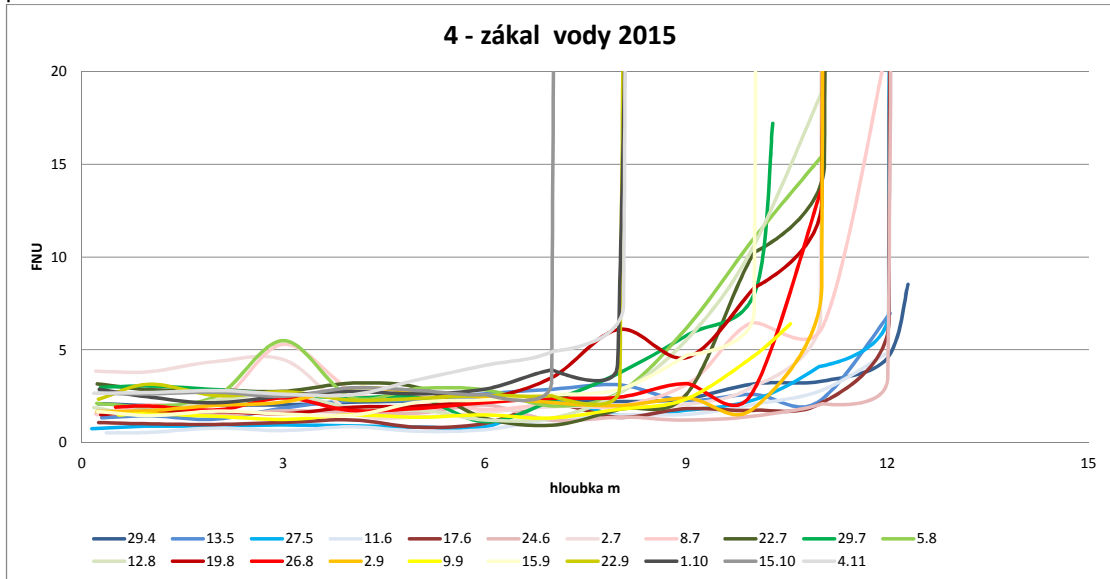
příloha č. 7c

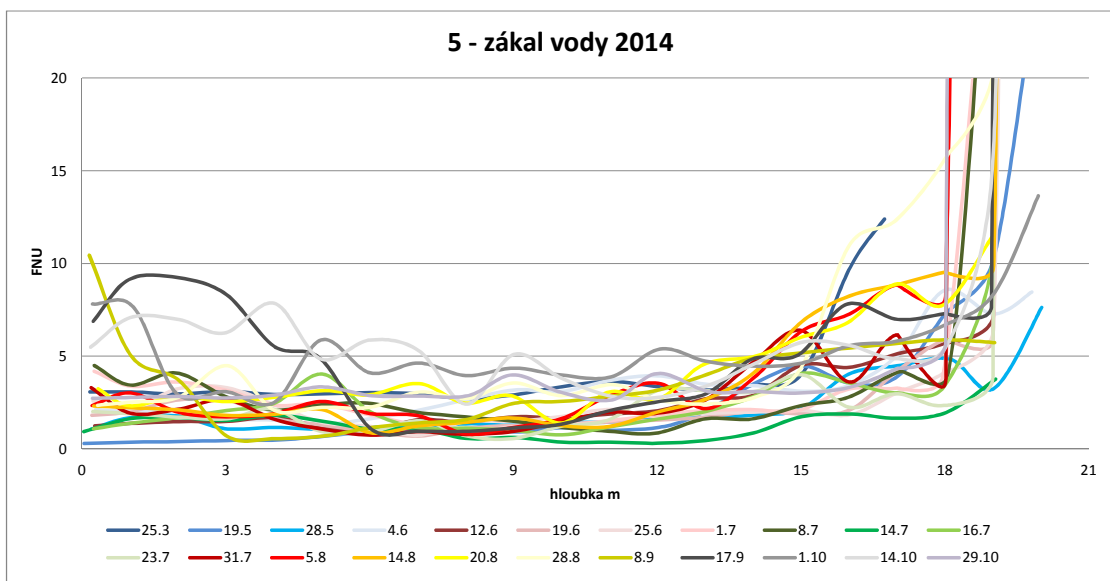
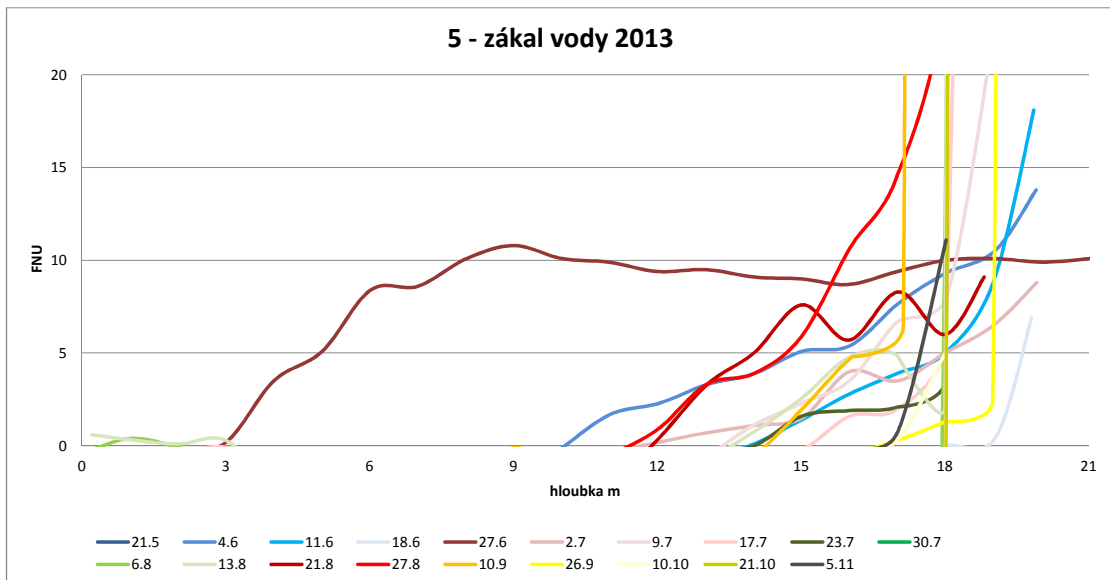
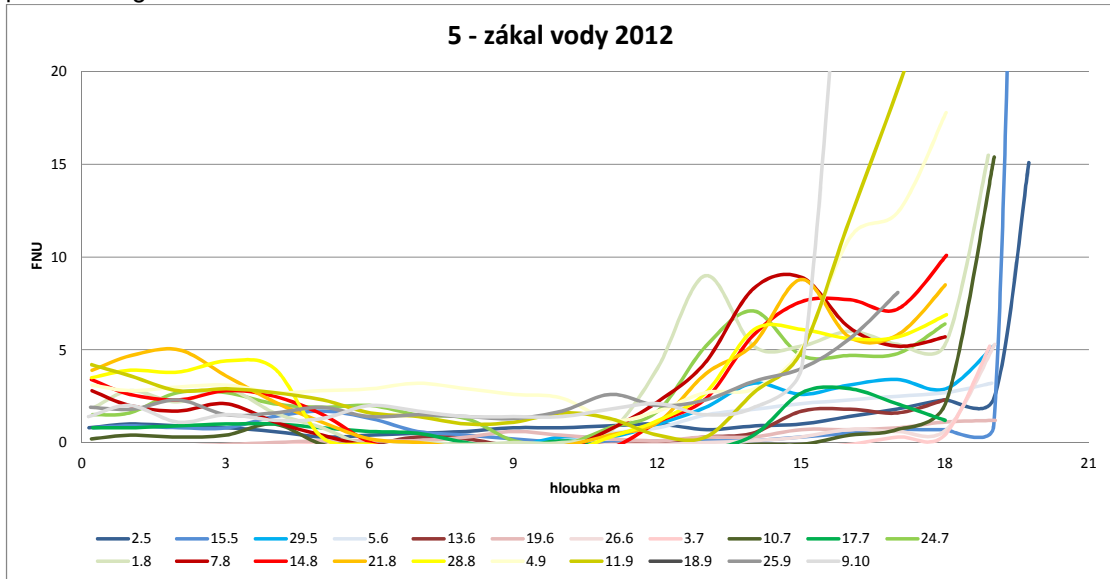


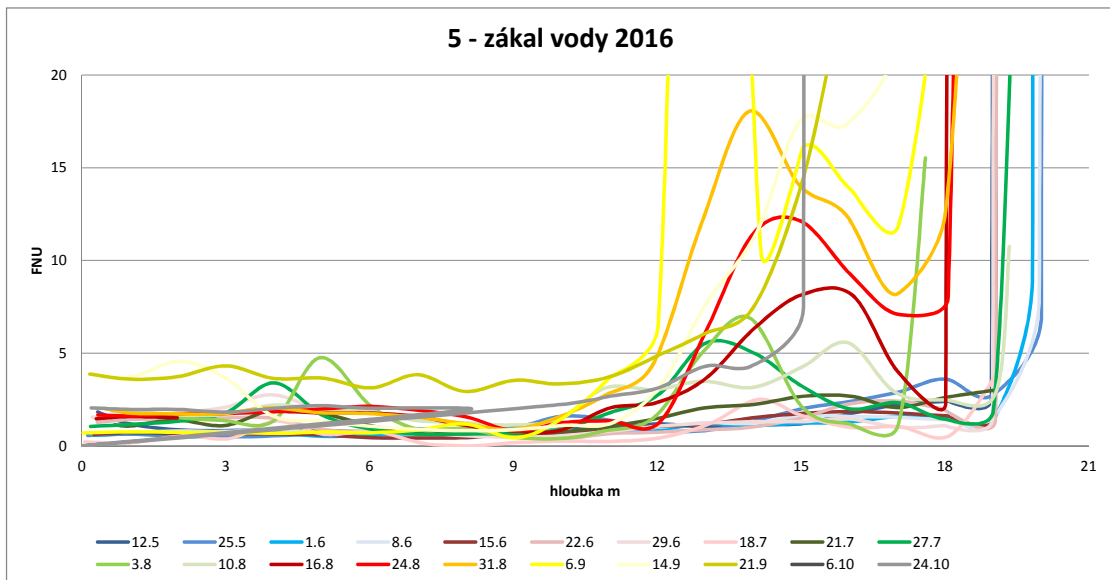
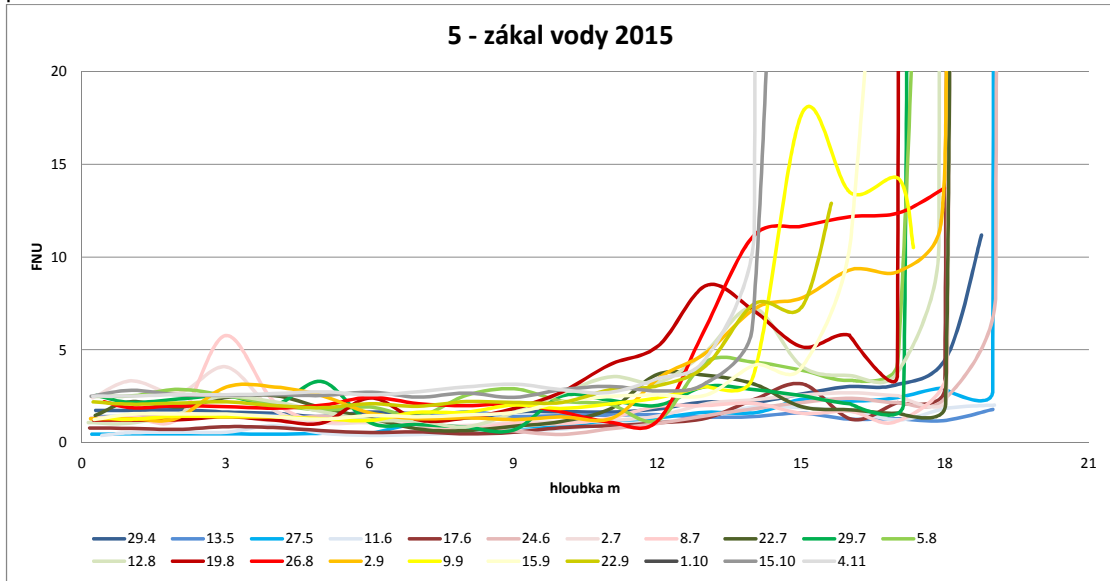


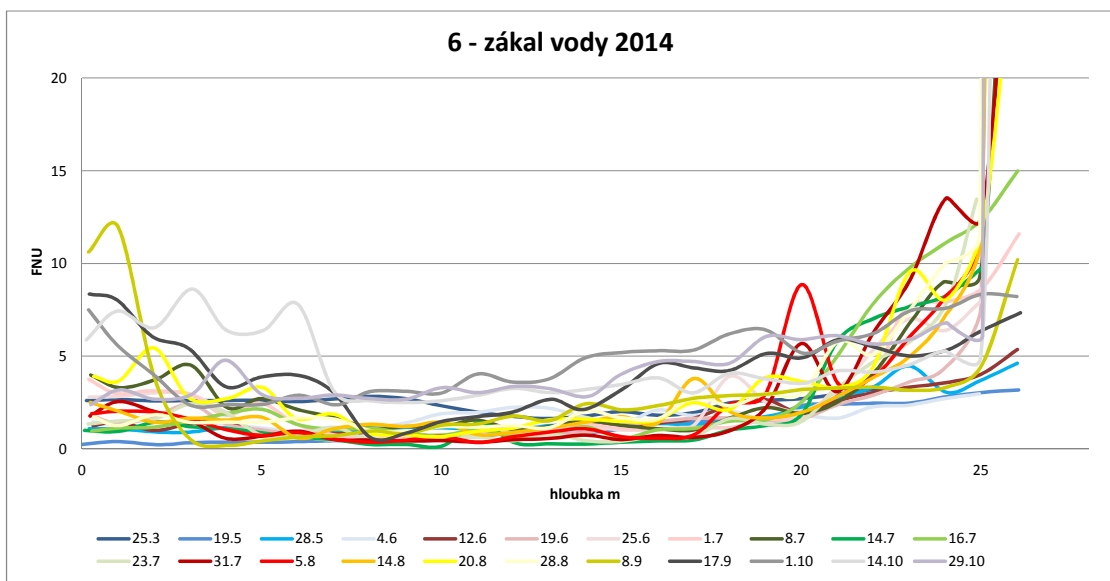
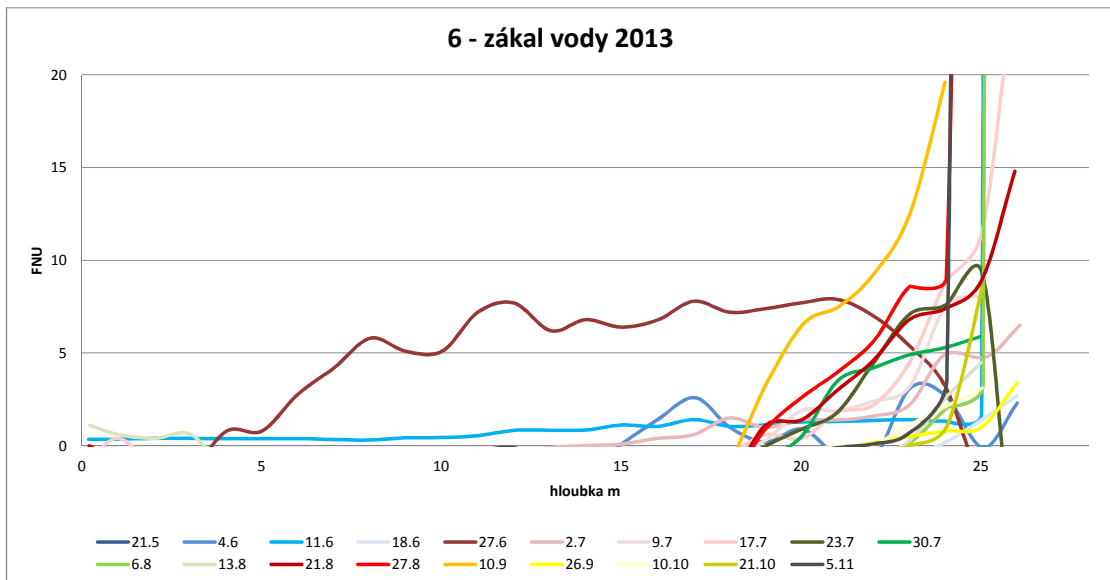
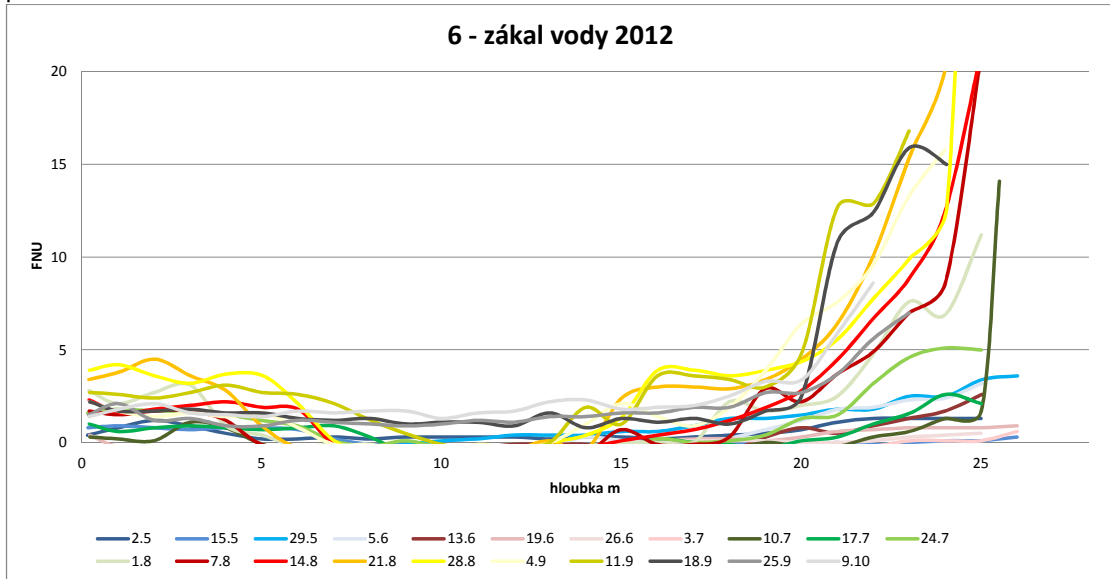


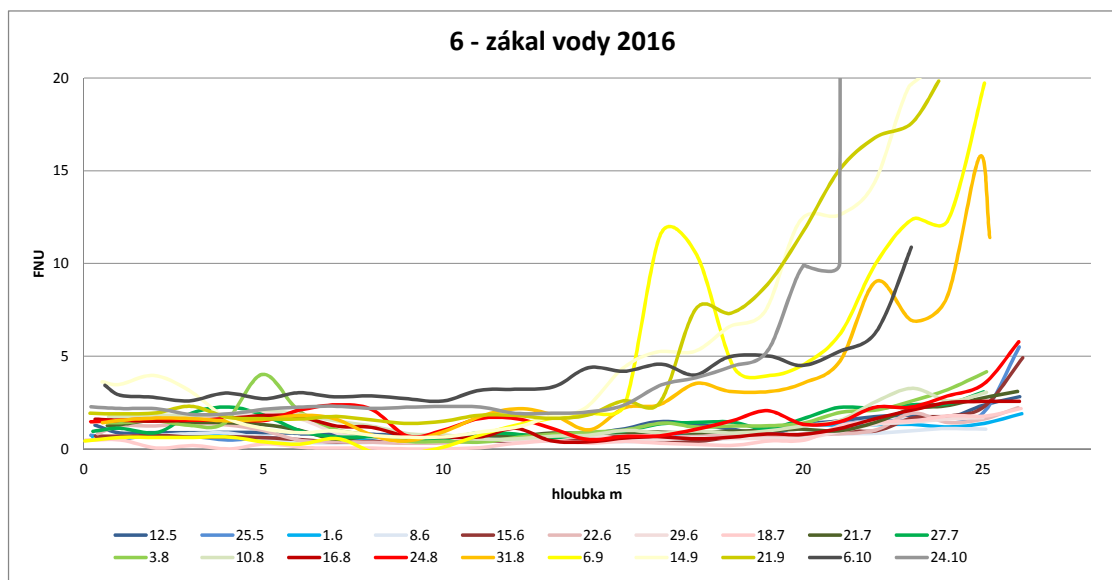
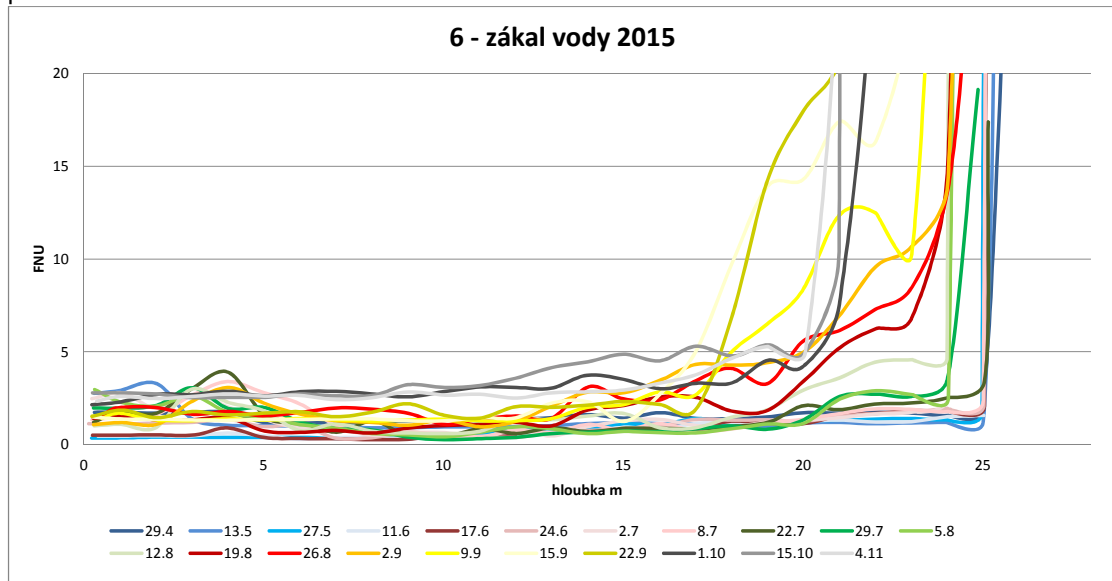




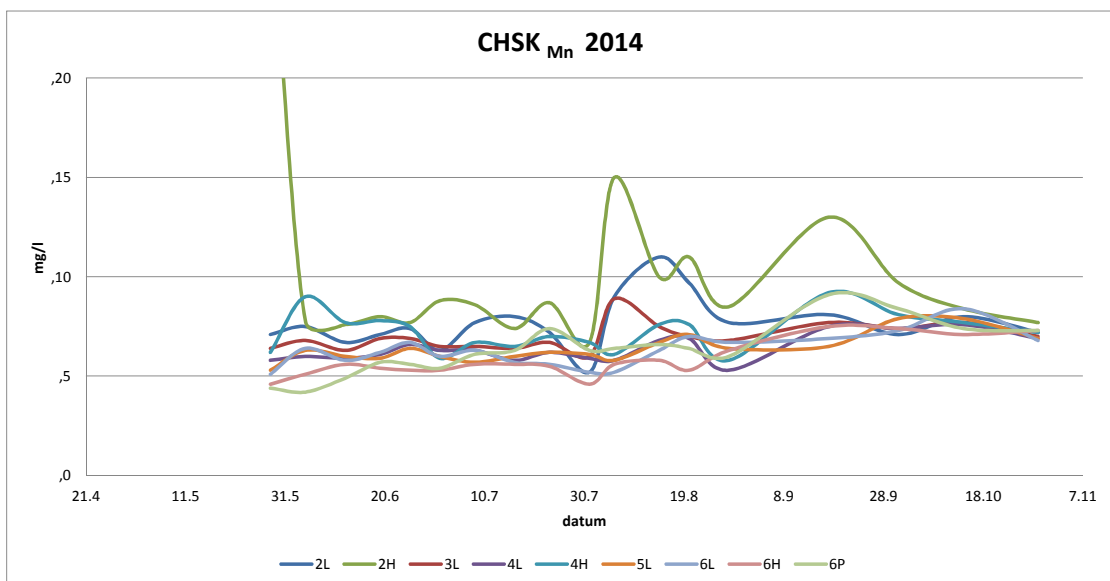
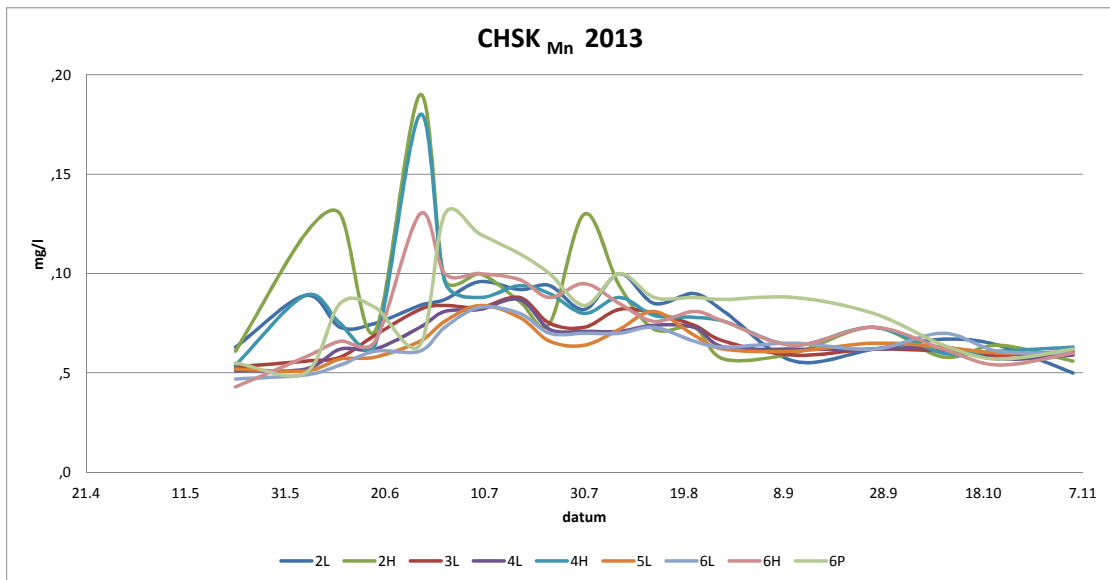
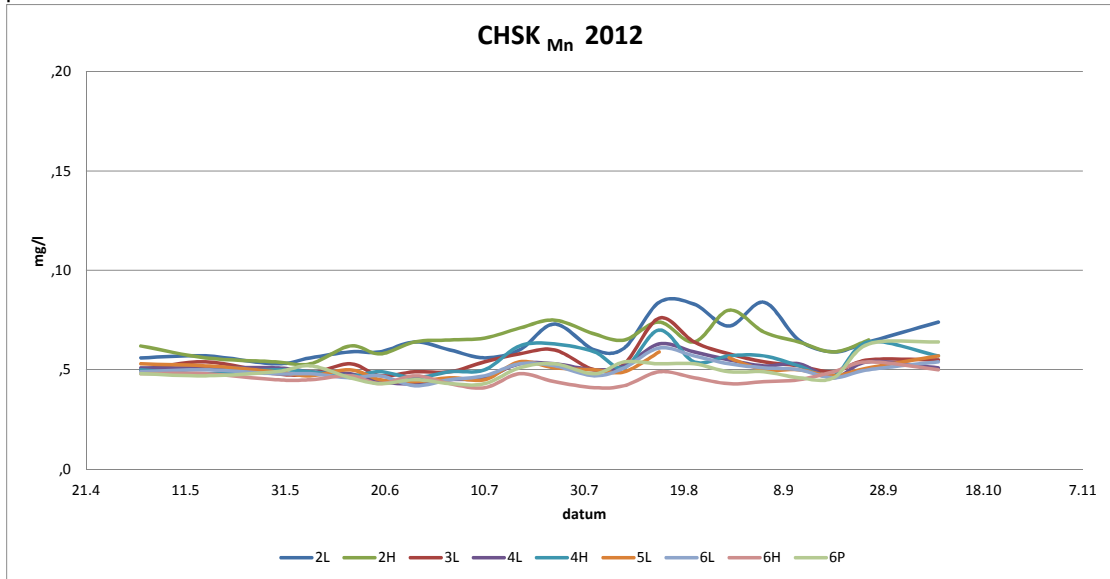




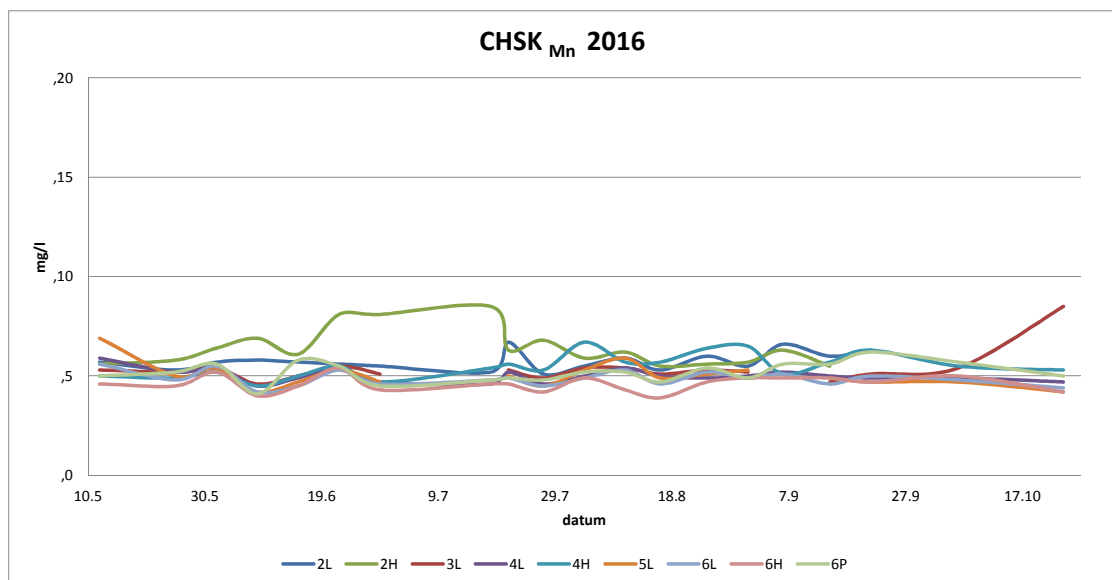
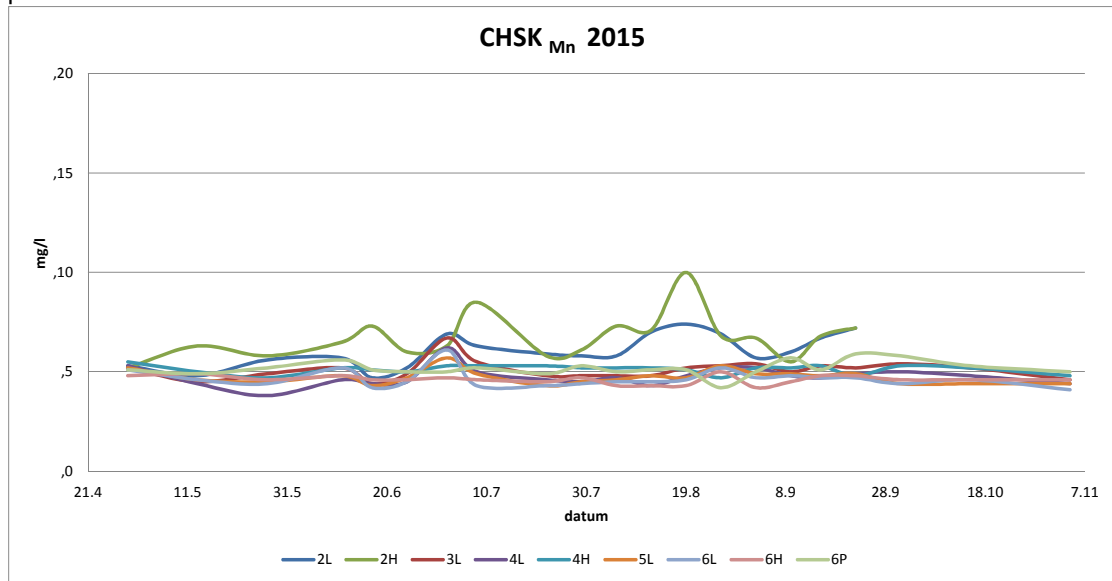




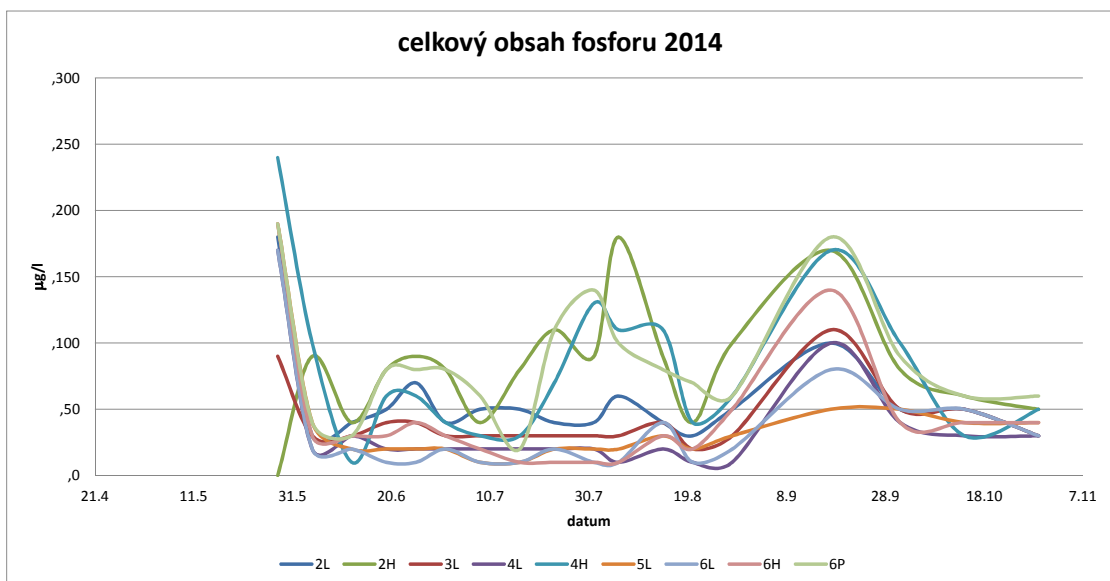
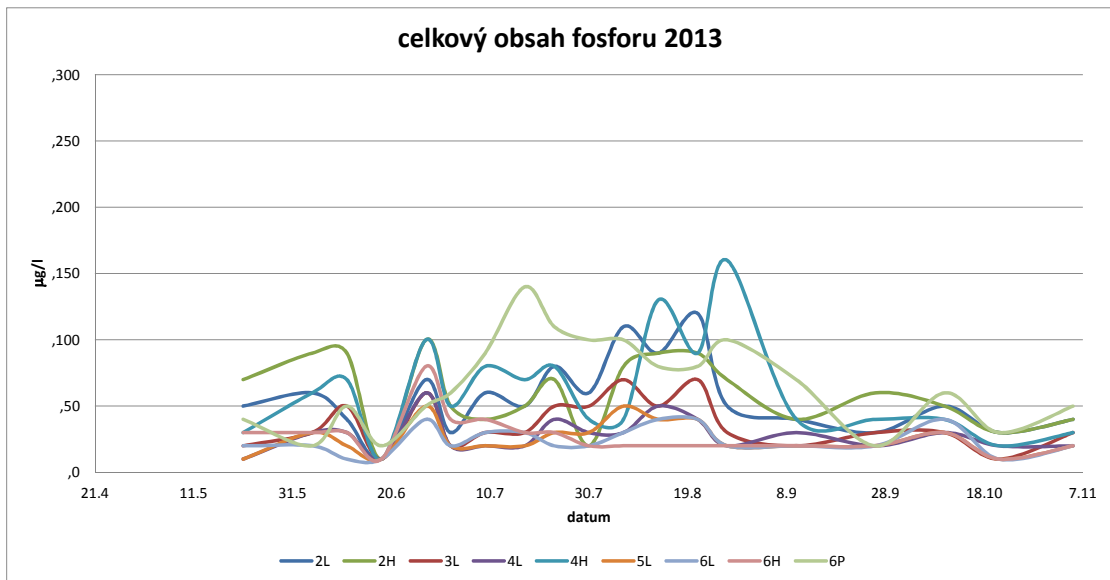
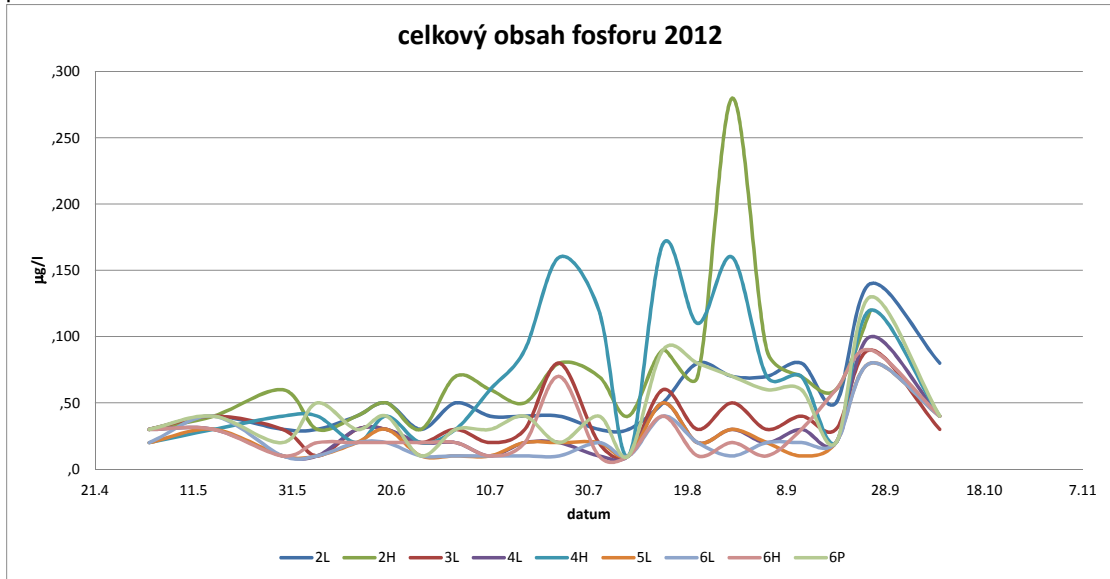
příloha č. 8a



příloha č. 8b



příloha č. 9a

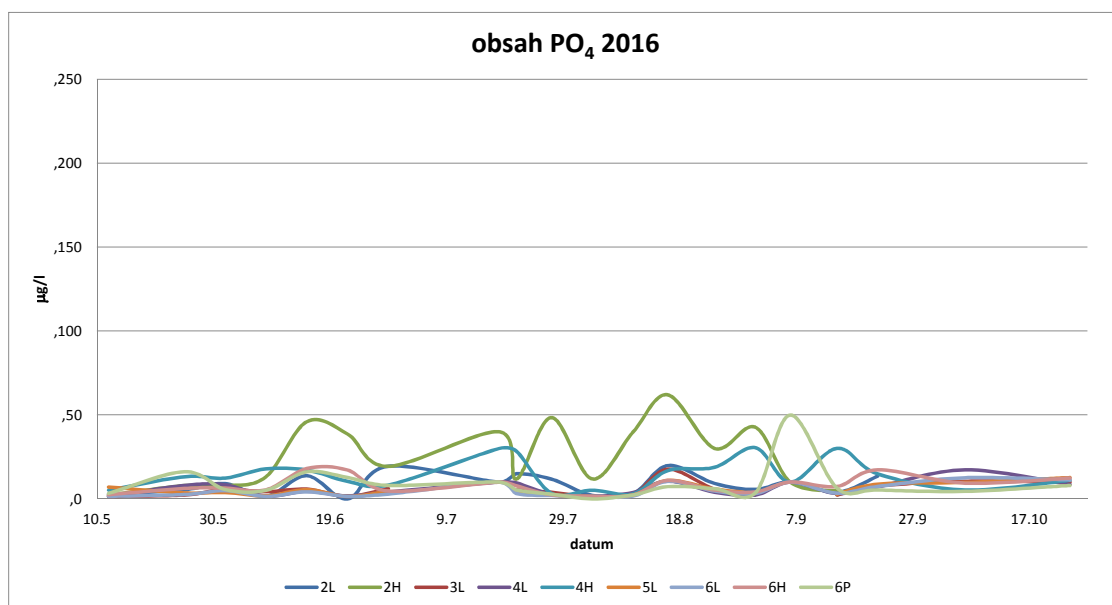
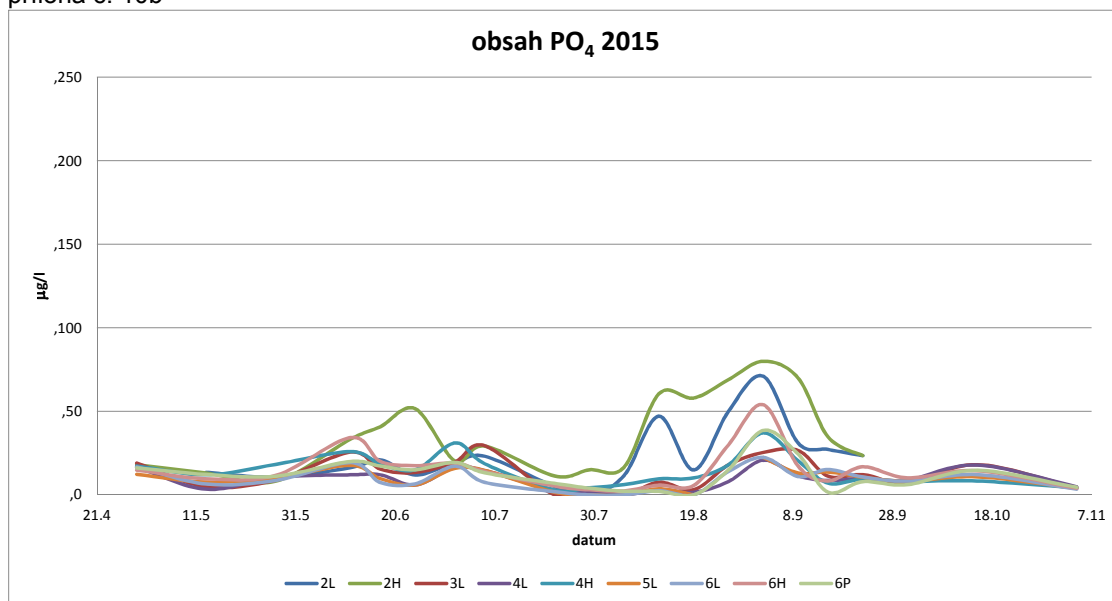




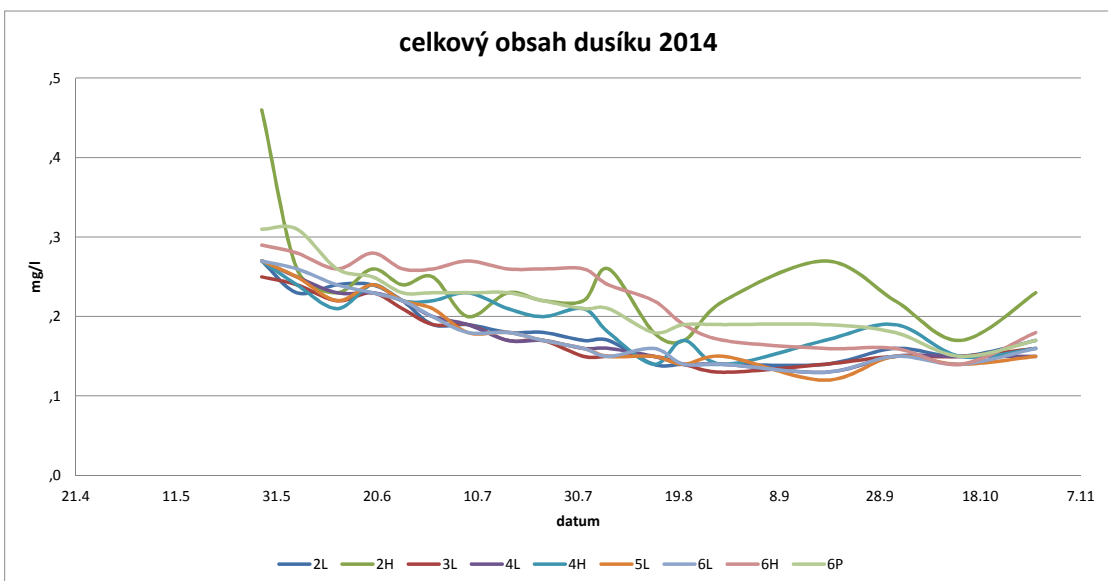
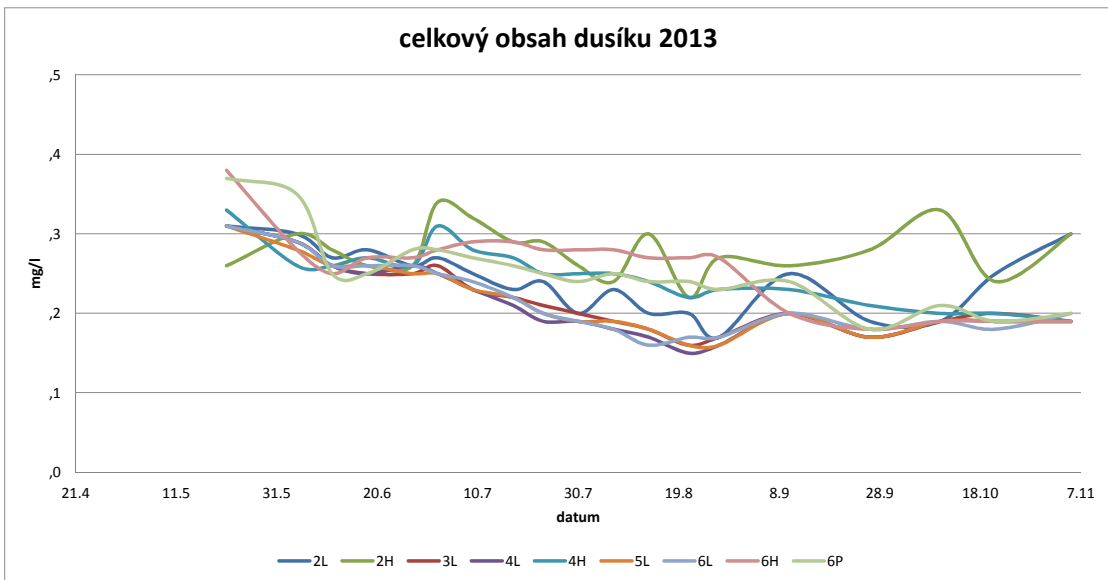
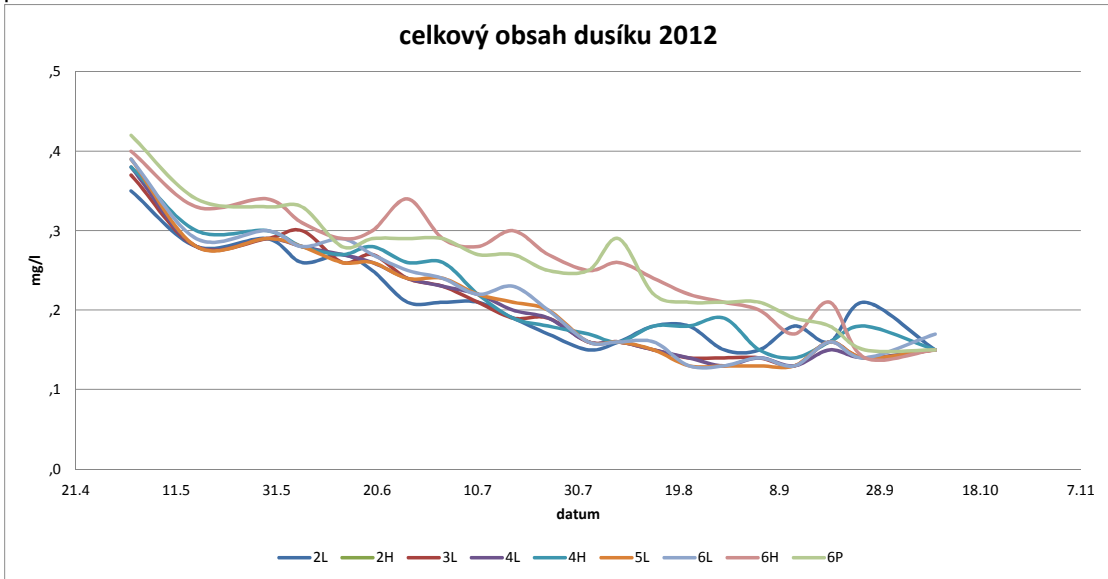




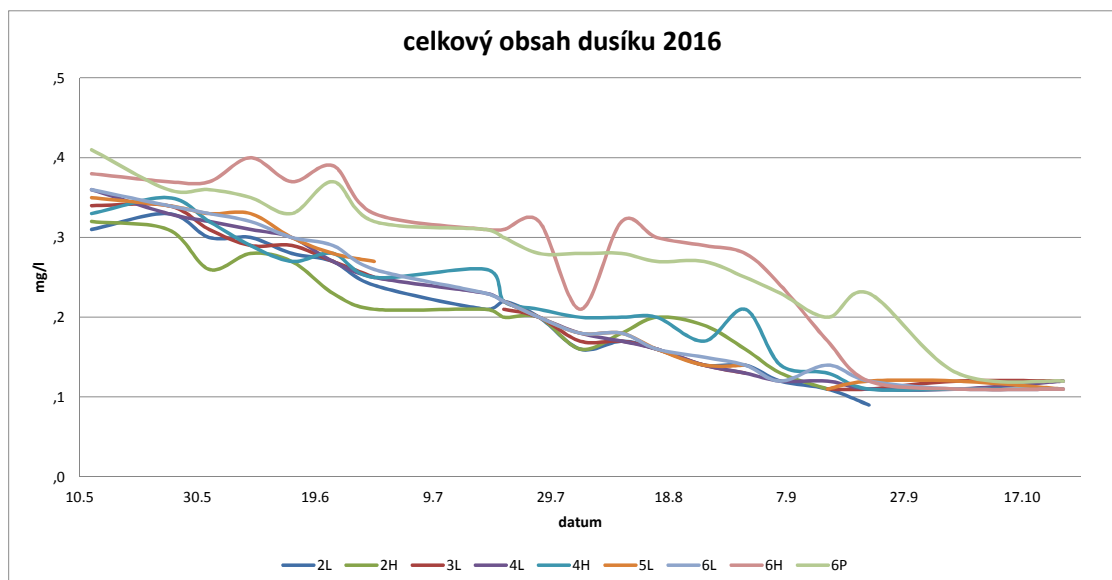
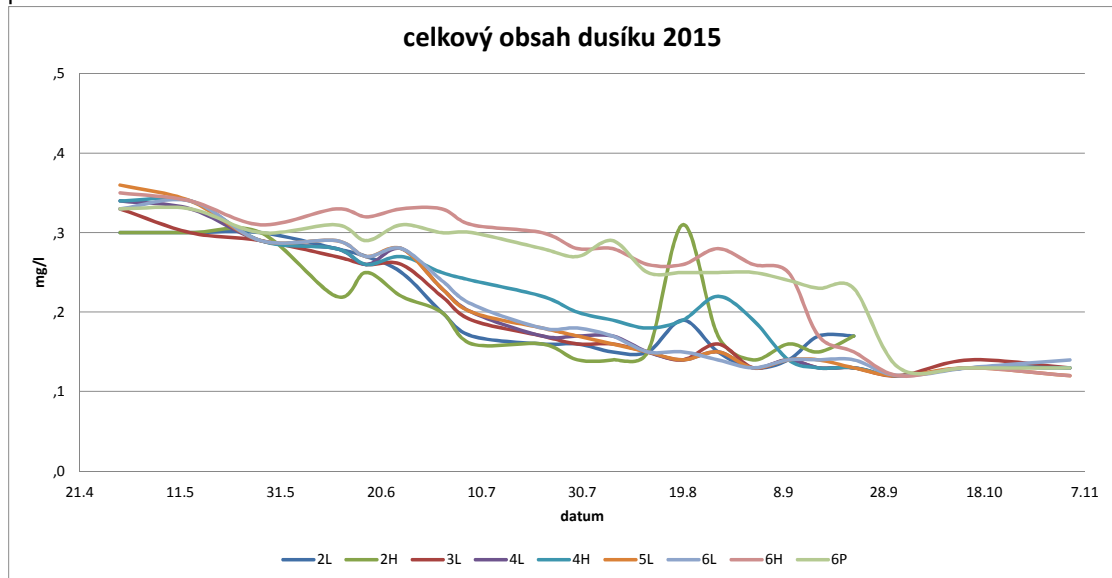
příloha č. 10b



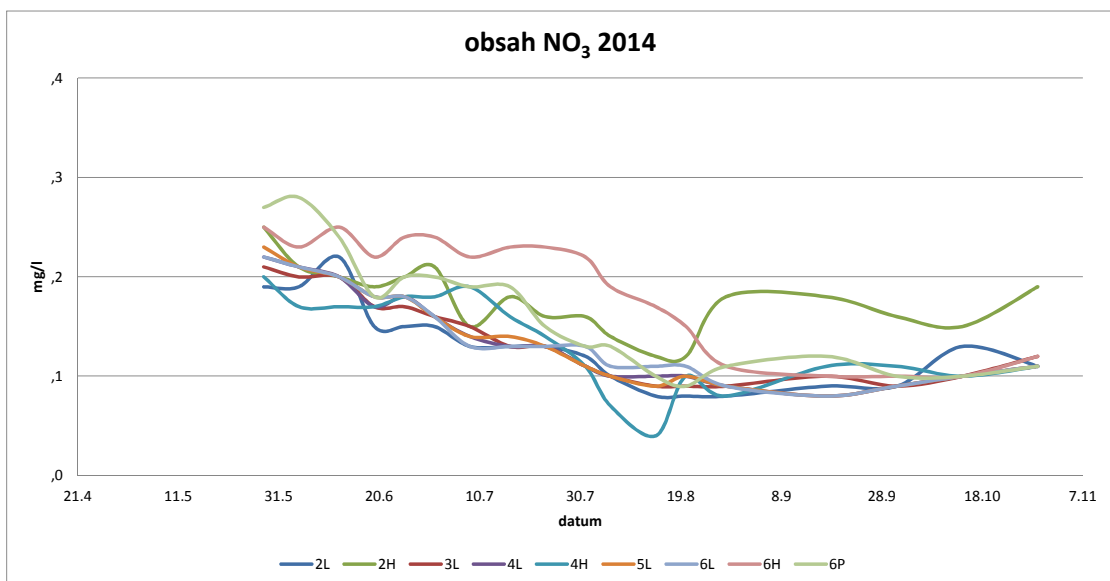
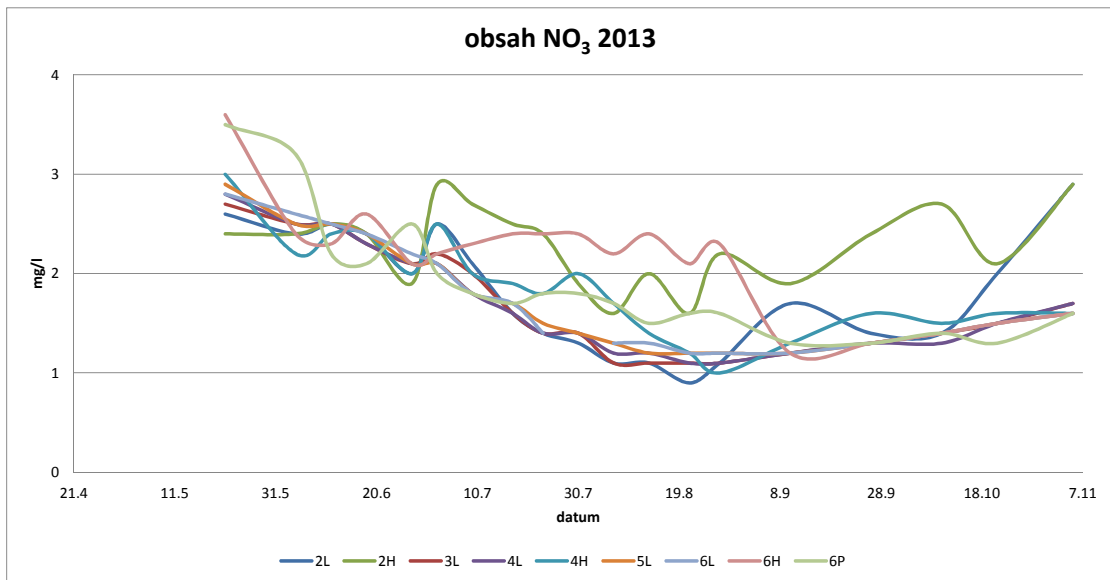
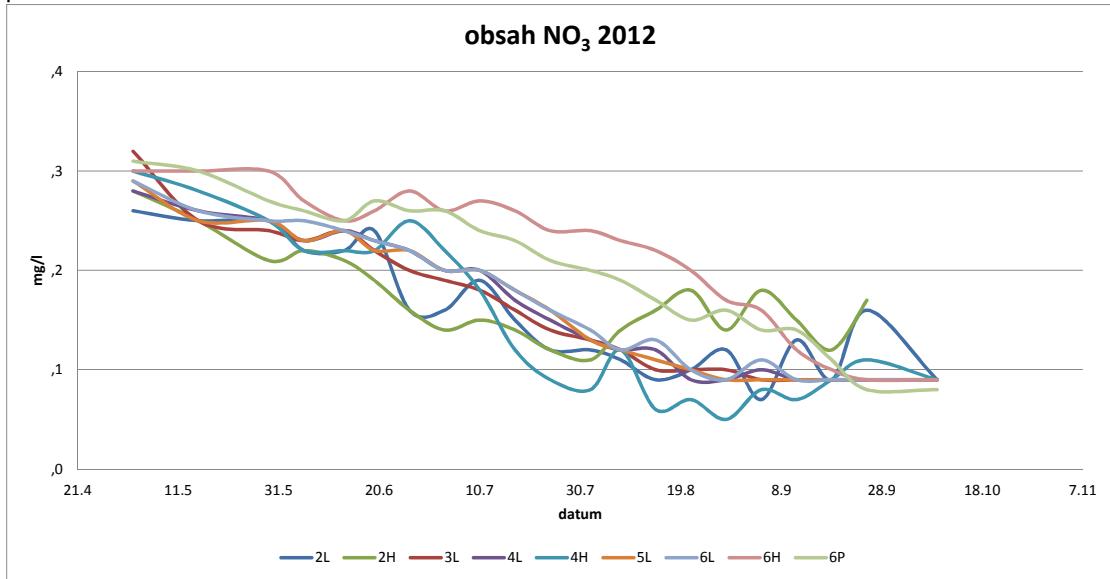
příloha č. 11a



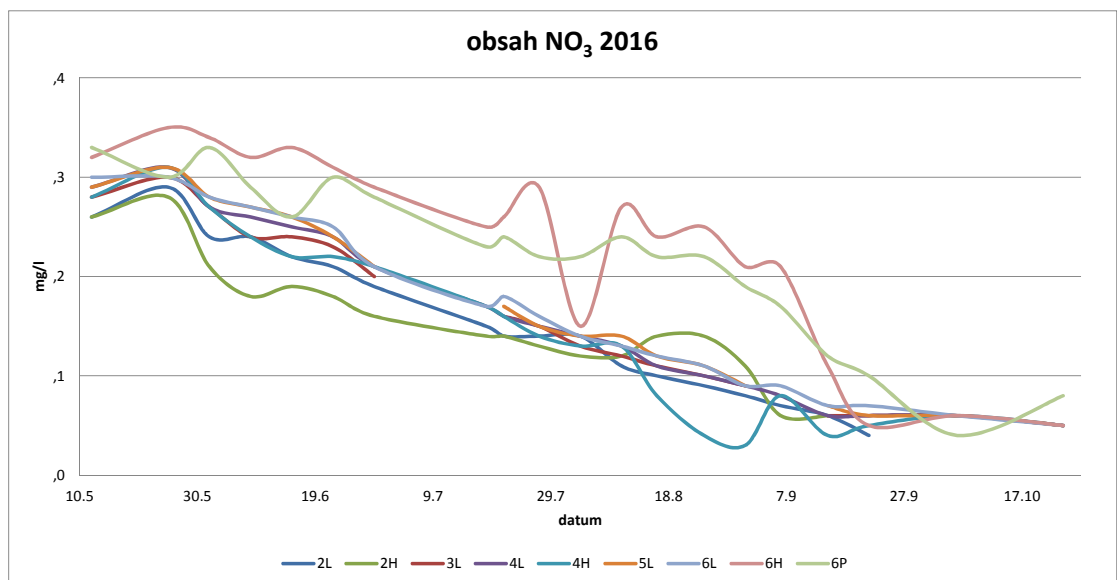
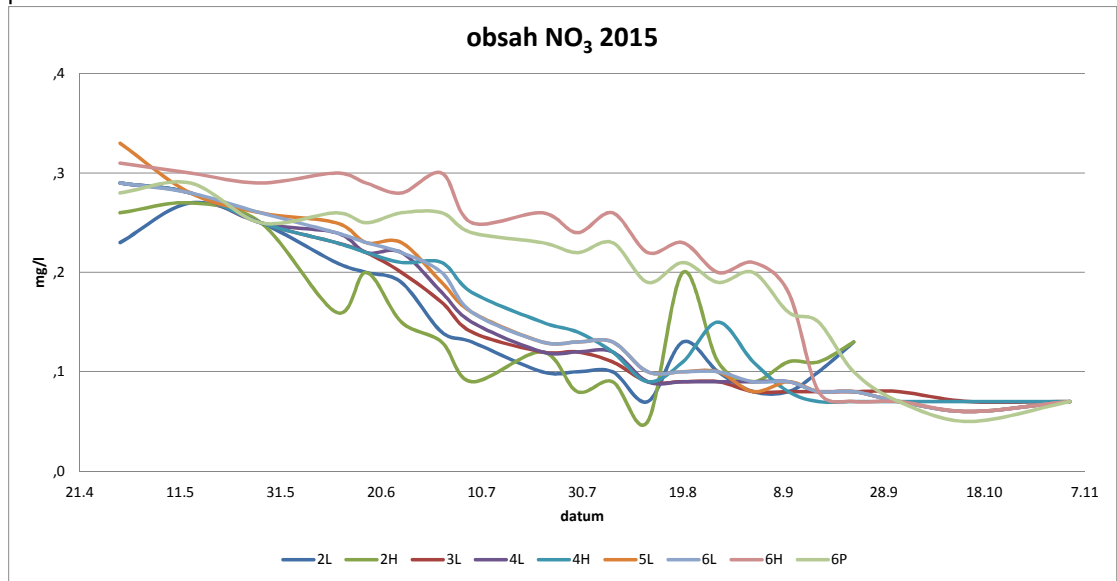
příloha č. 11b



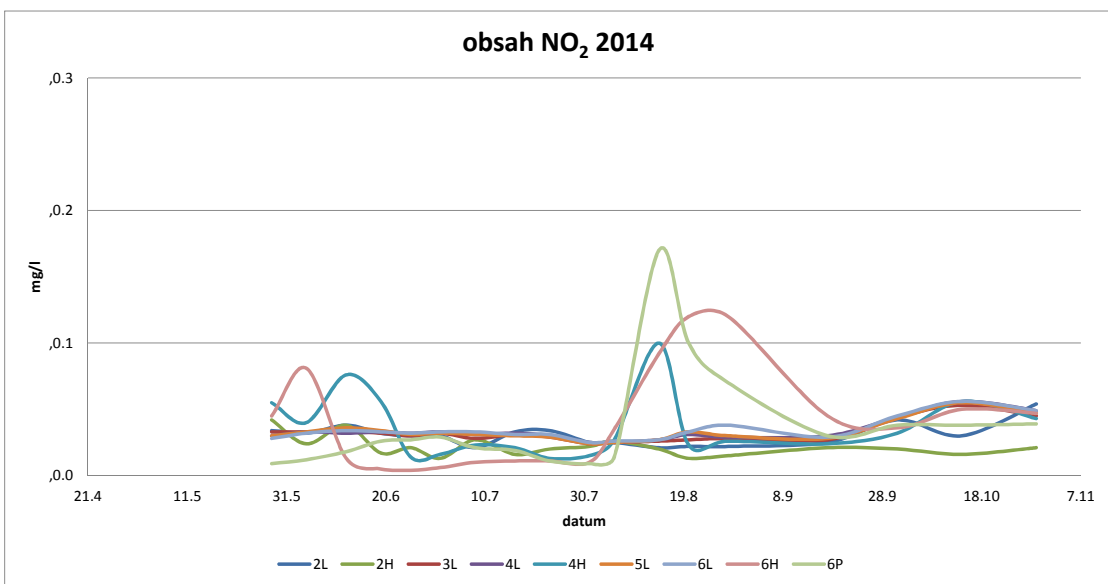
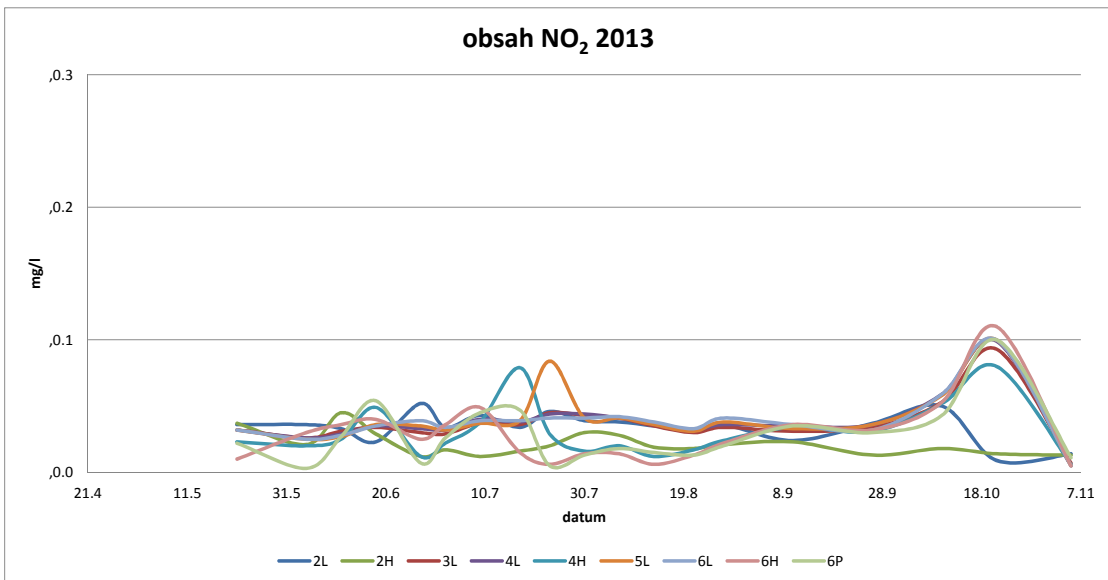
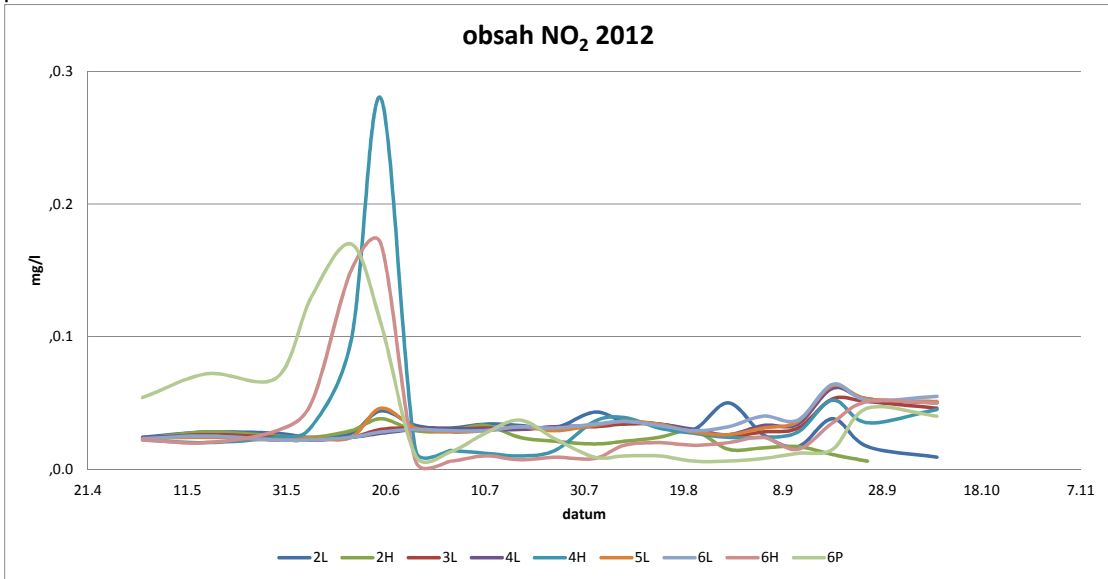
příloha č. 12a



příloha č. 12b

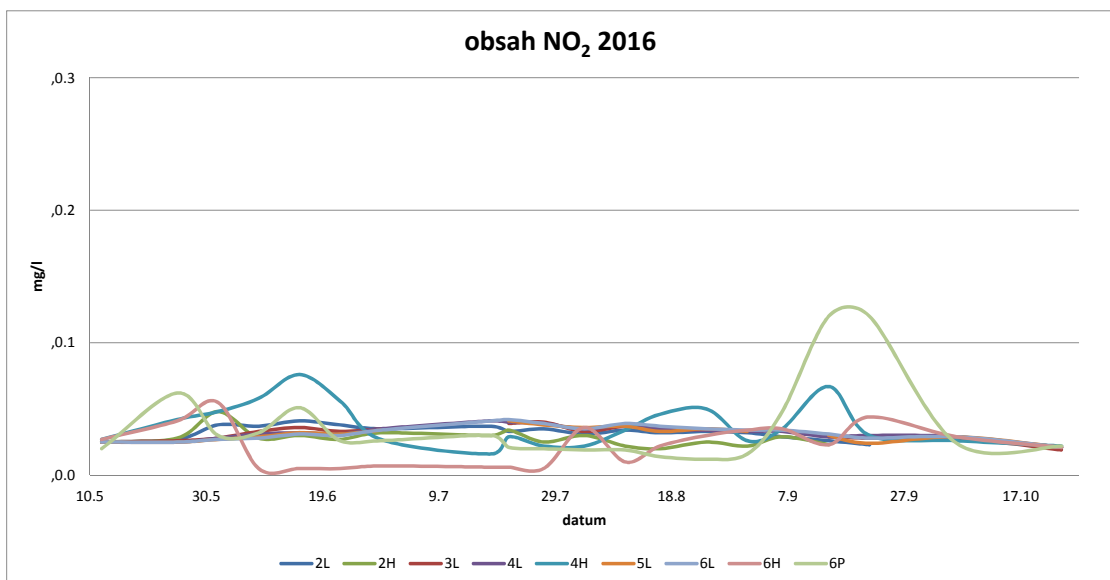
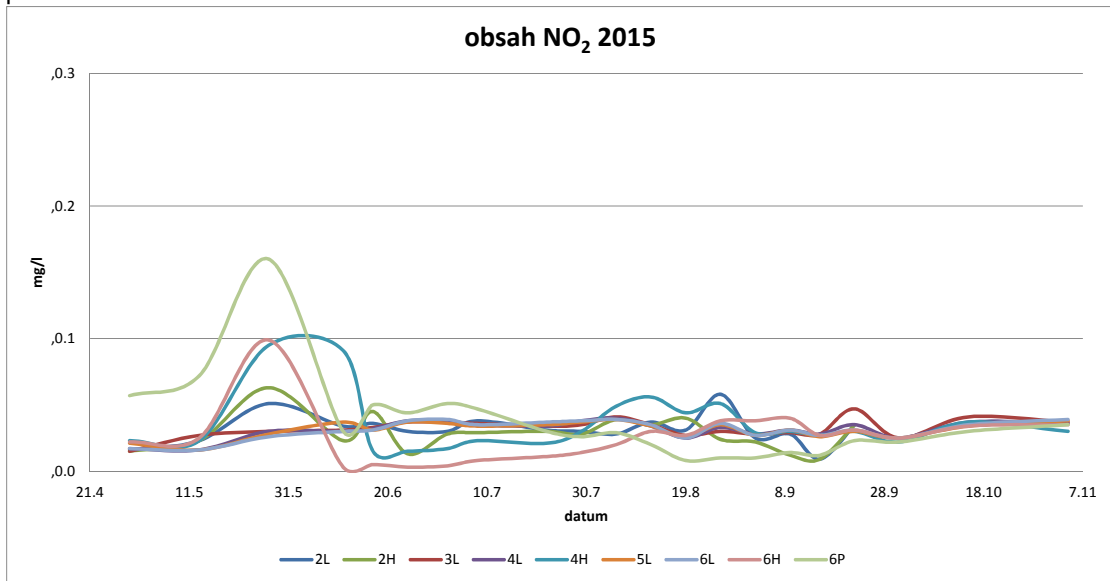


příloha č. 13a

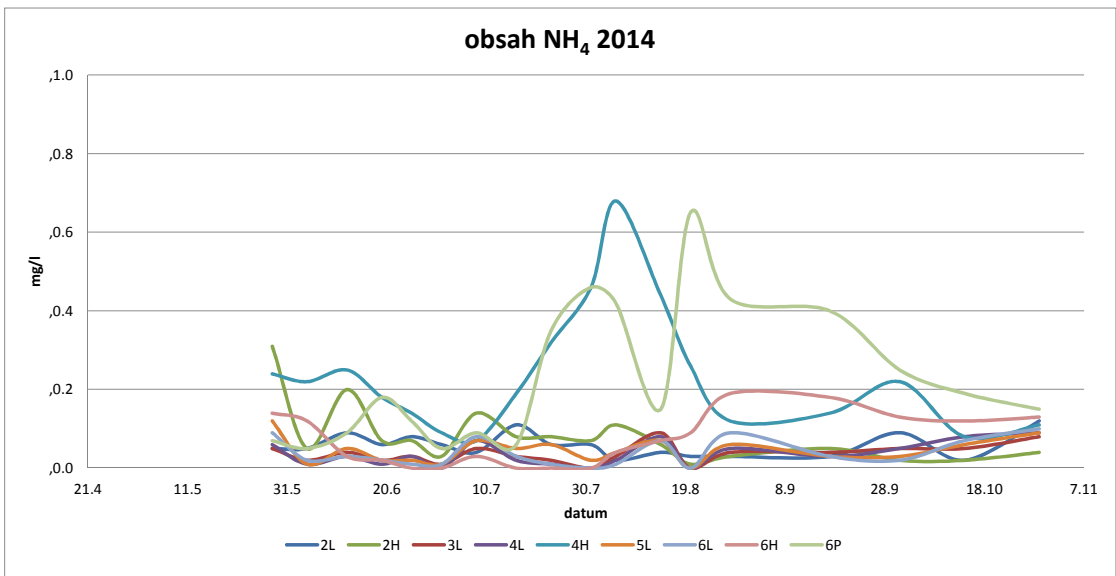
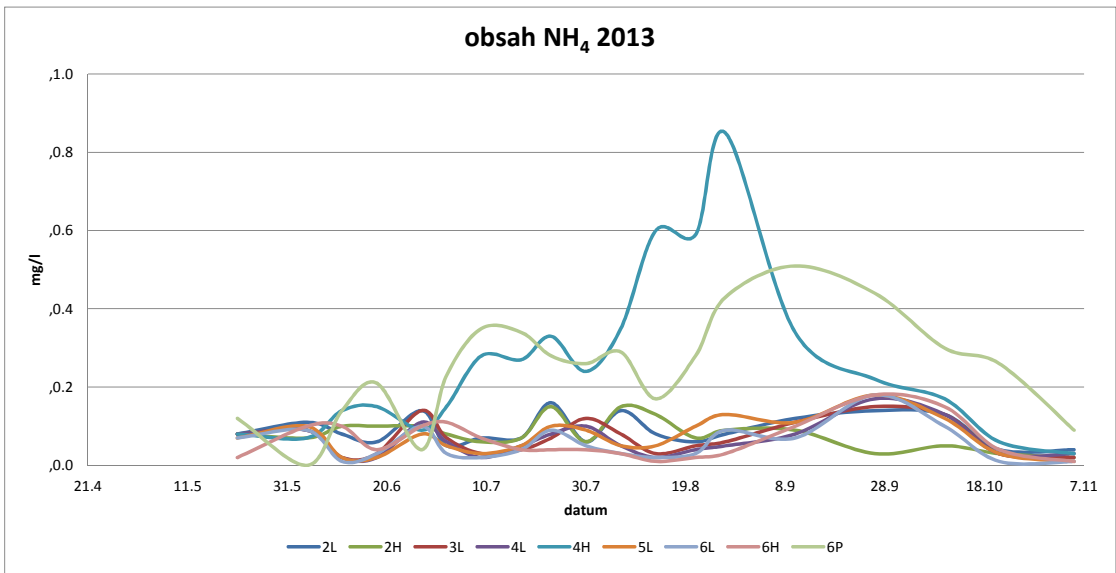
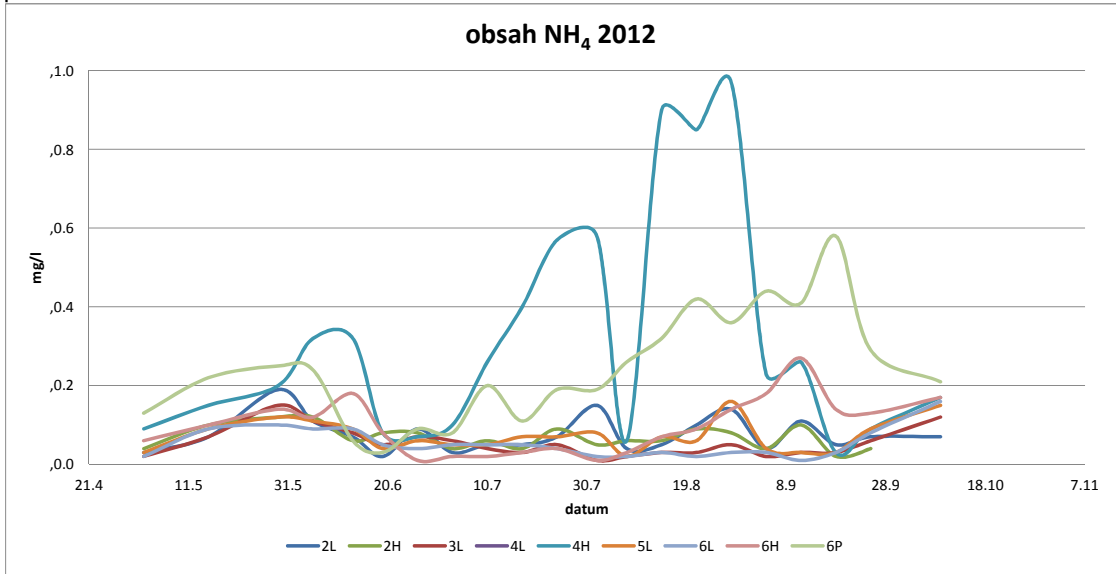




příloha č. 13b

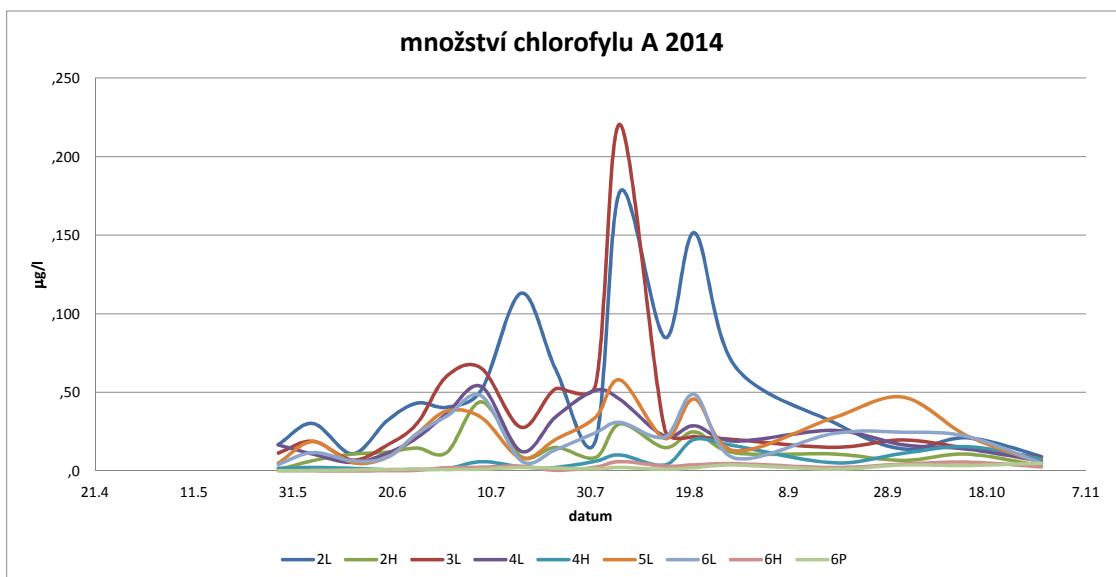
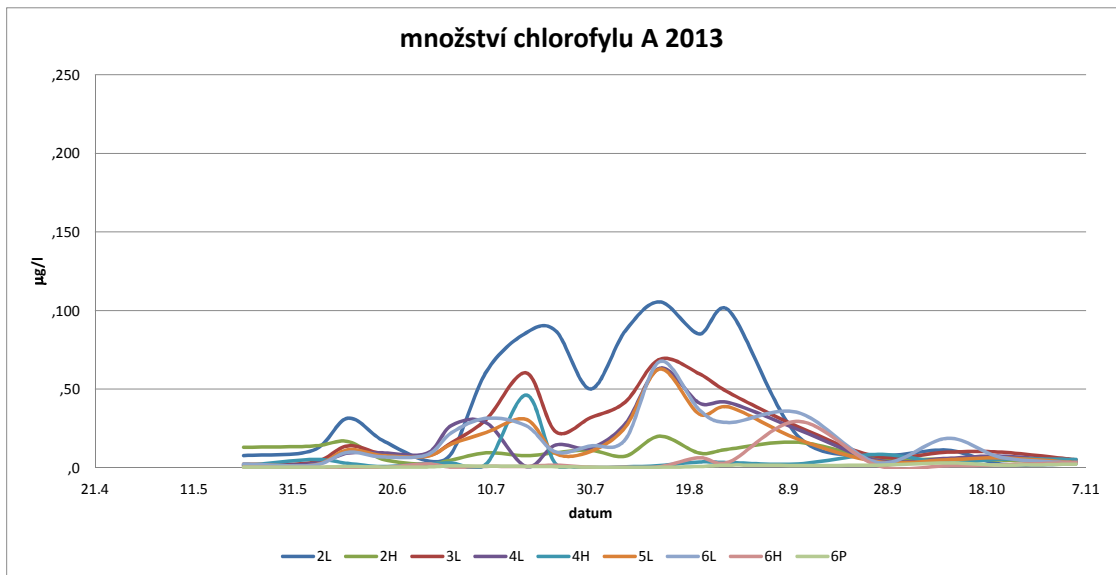
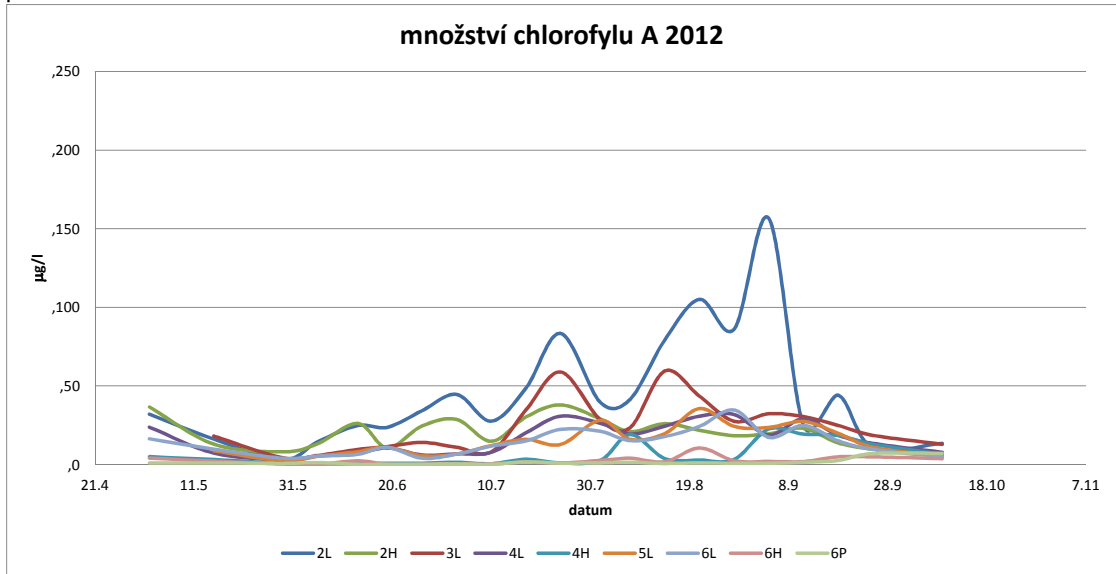


příloha č. 14a

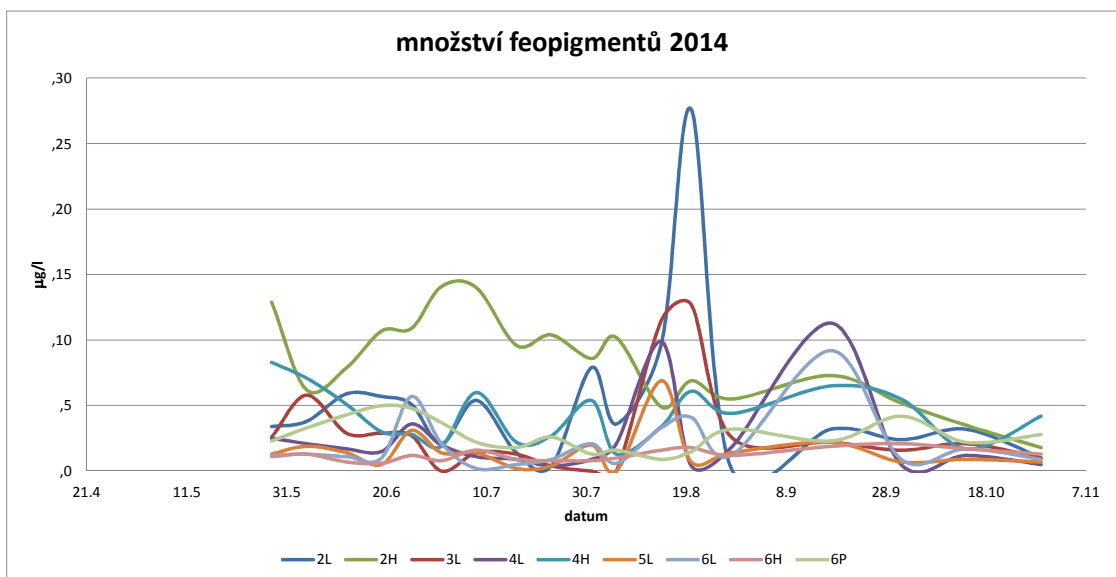
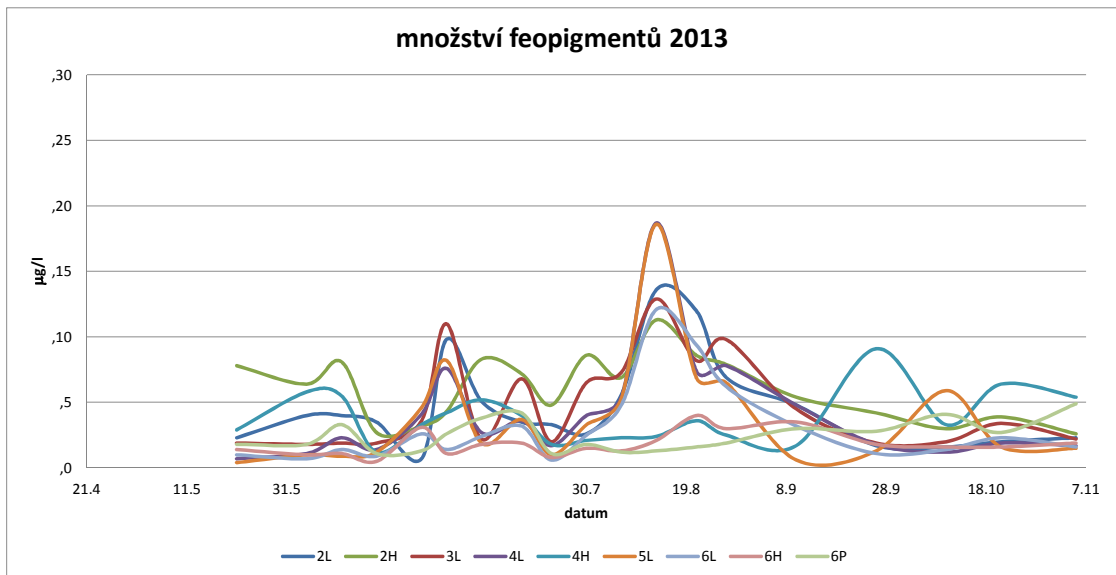
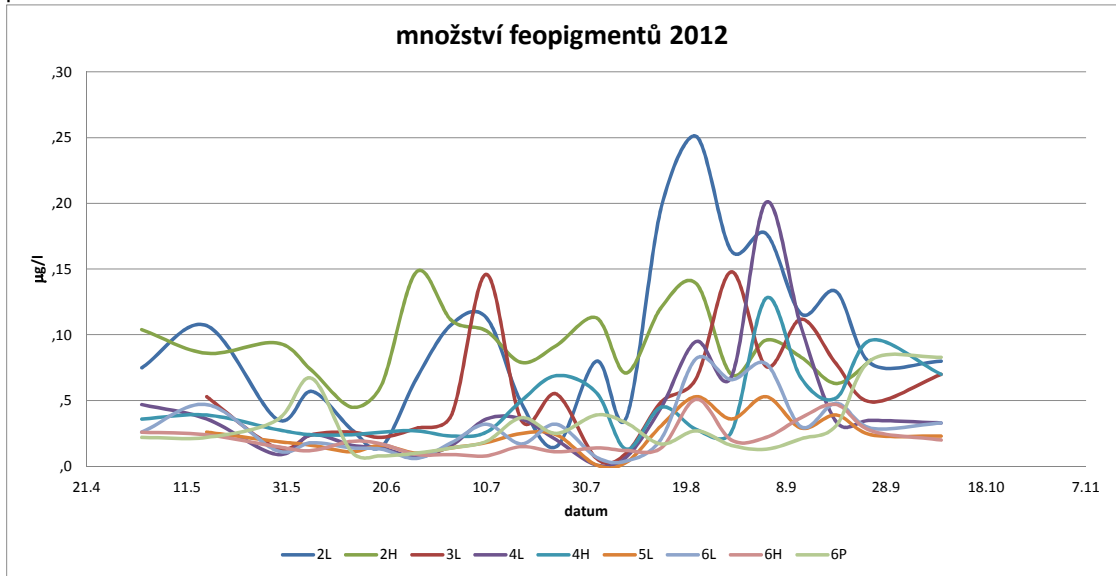




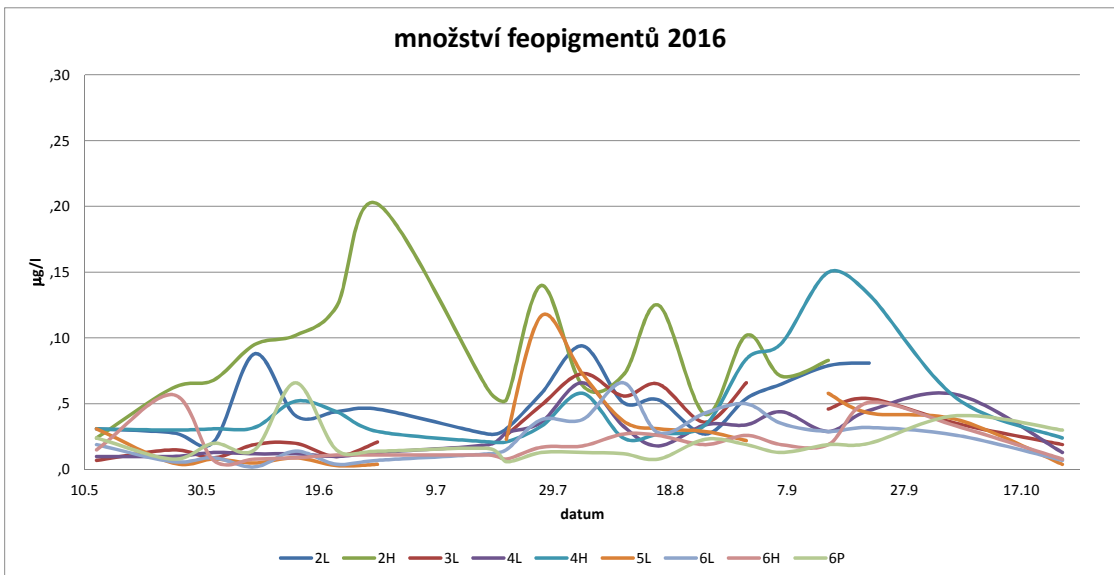
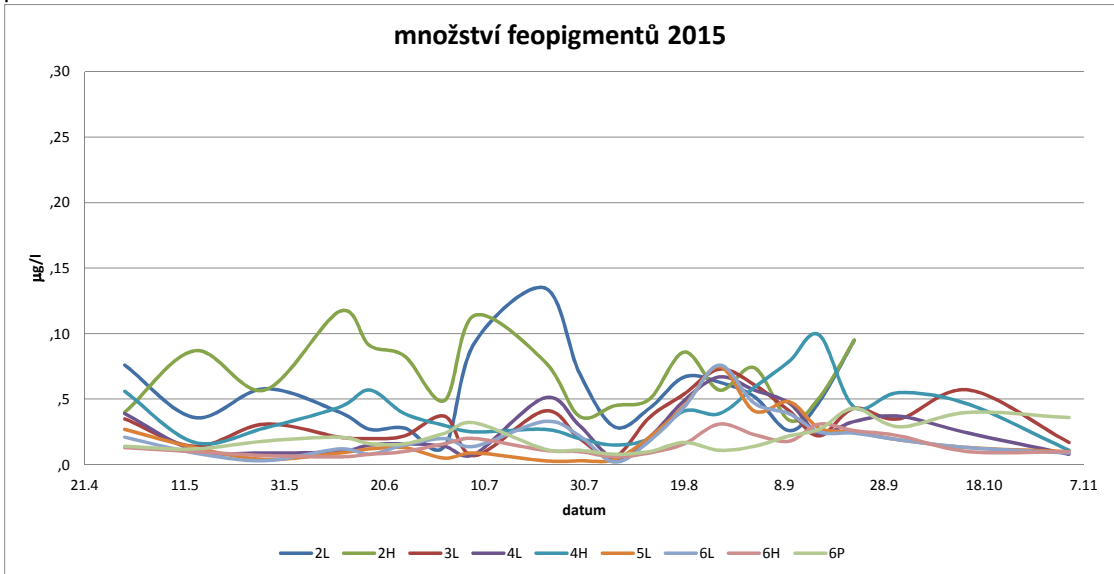
příloha č. 15a



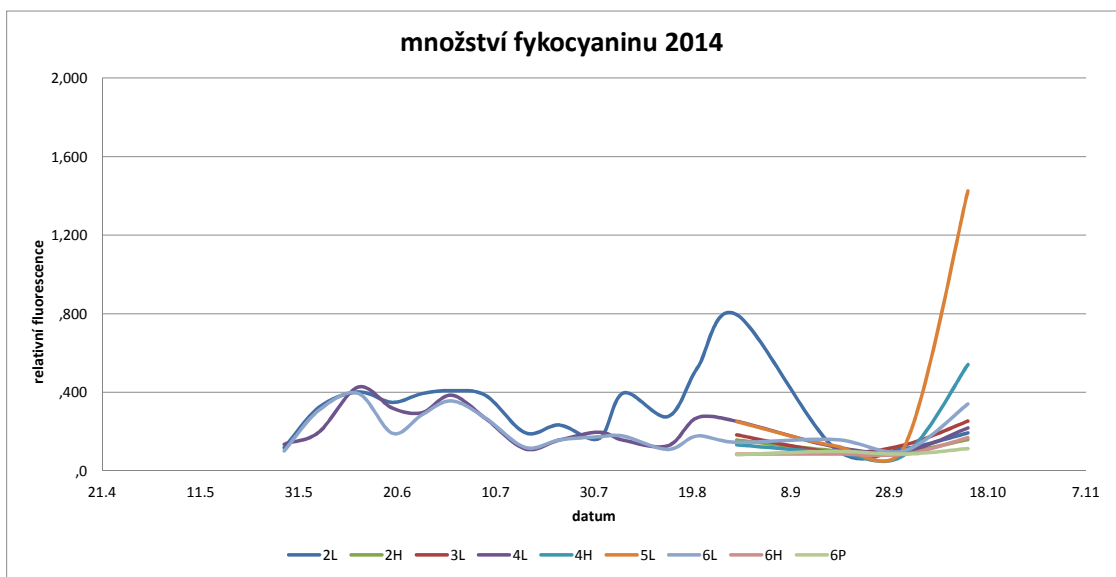
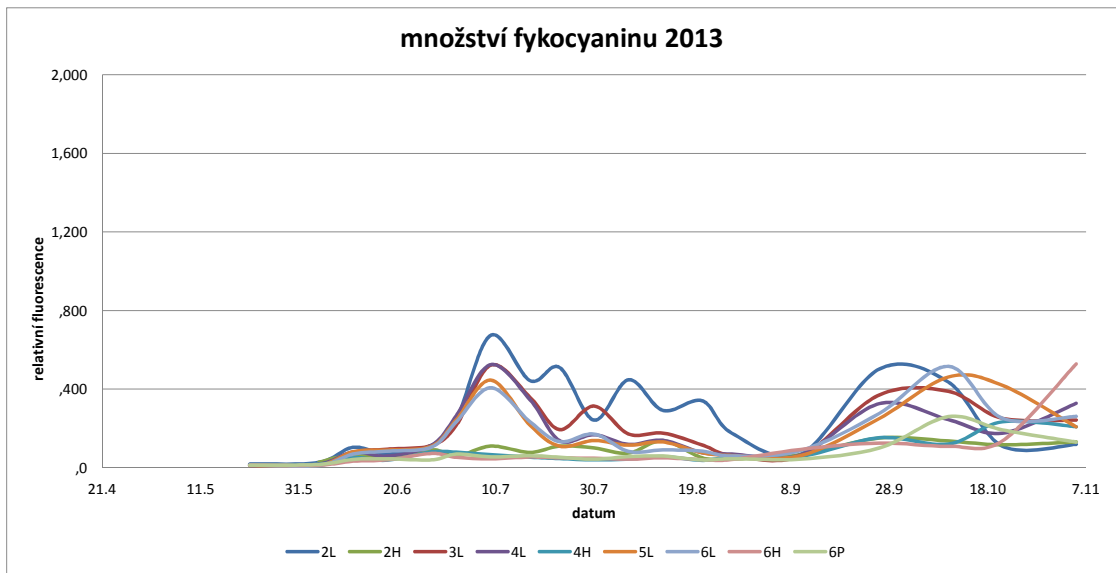
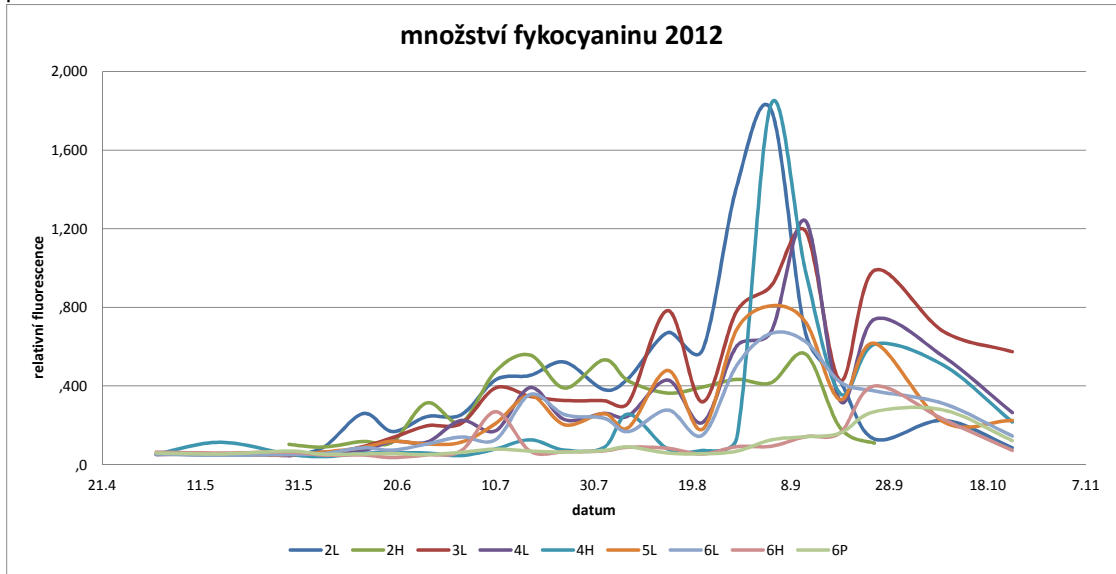




příloha č. 16b

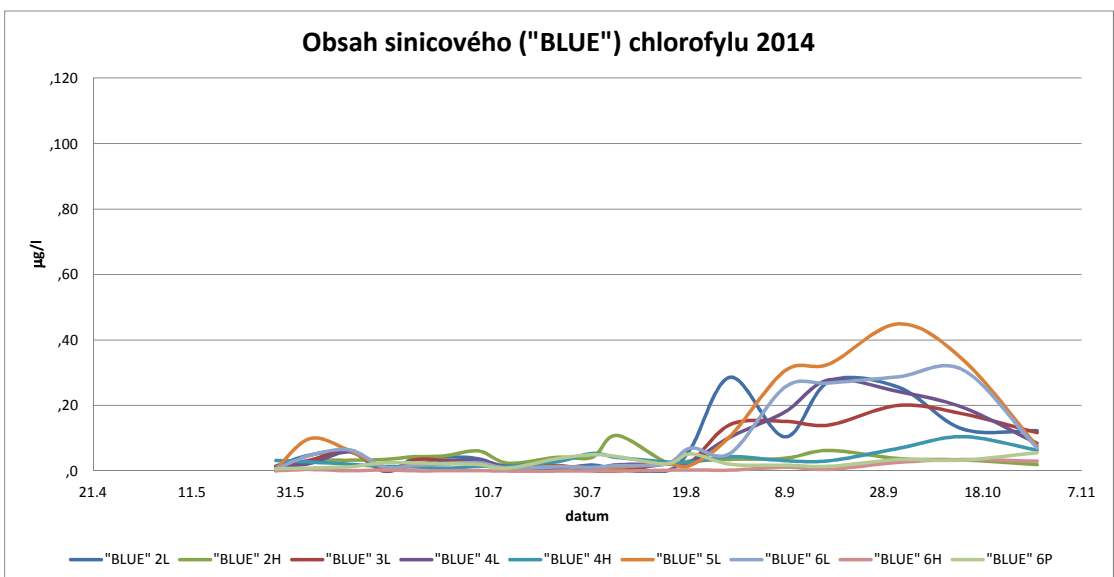
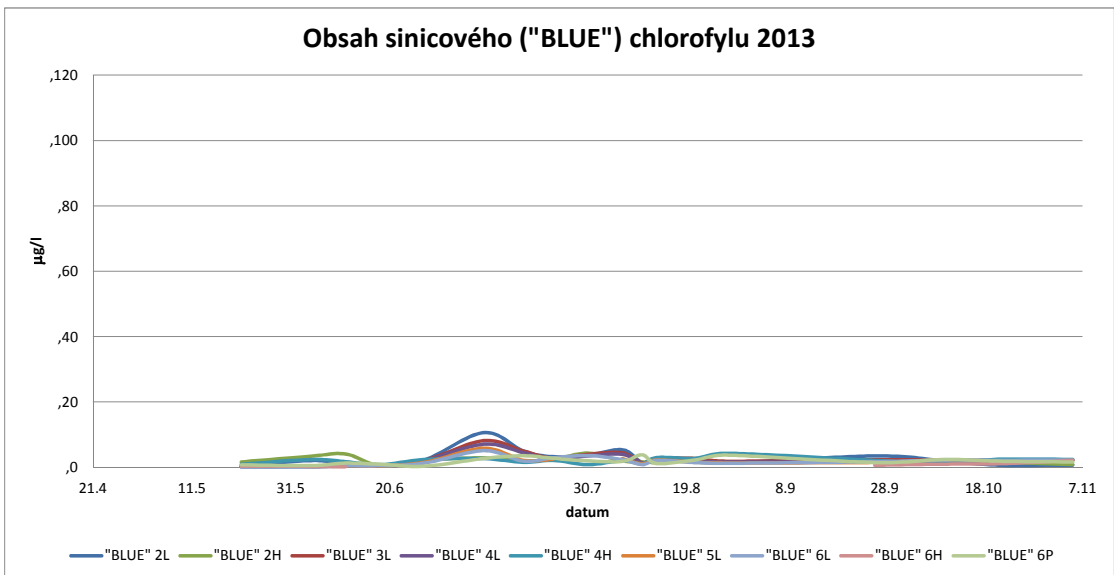
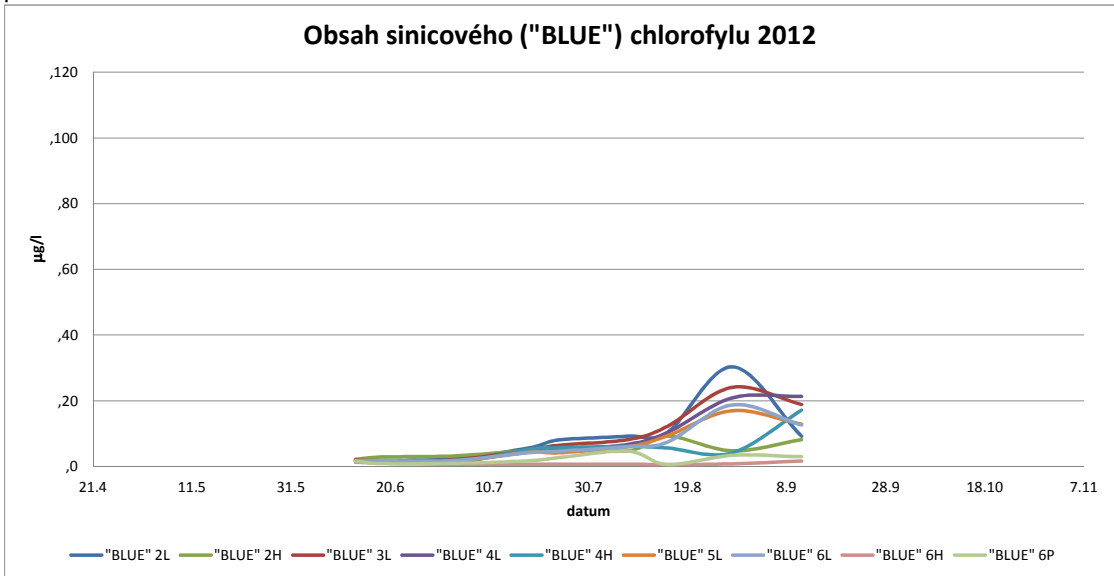


příloha č. 17a

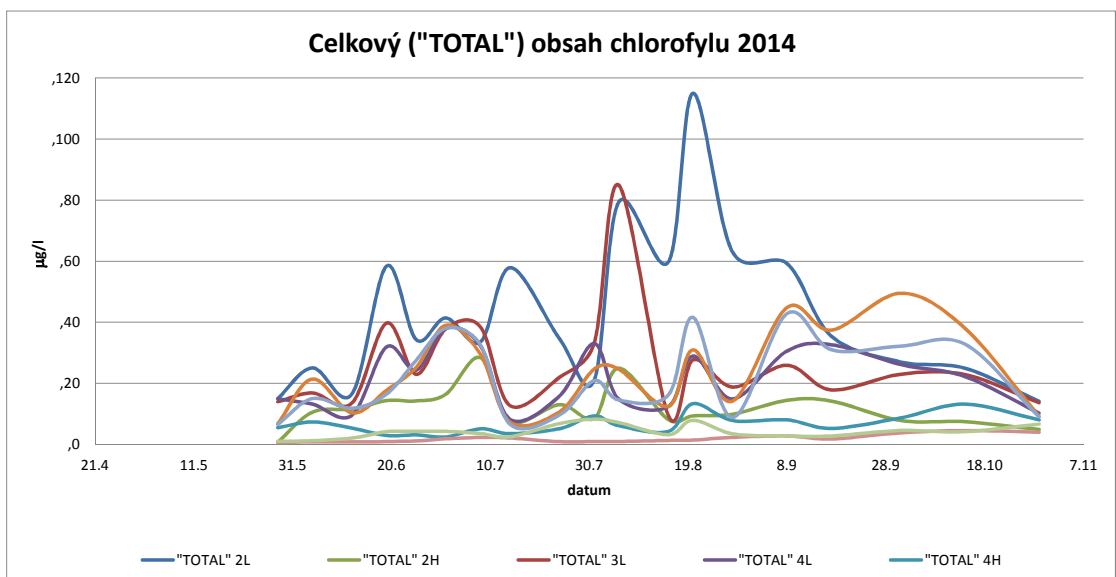
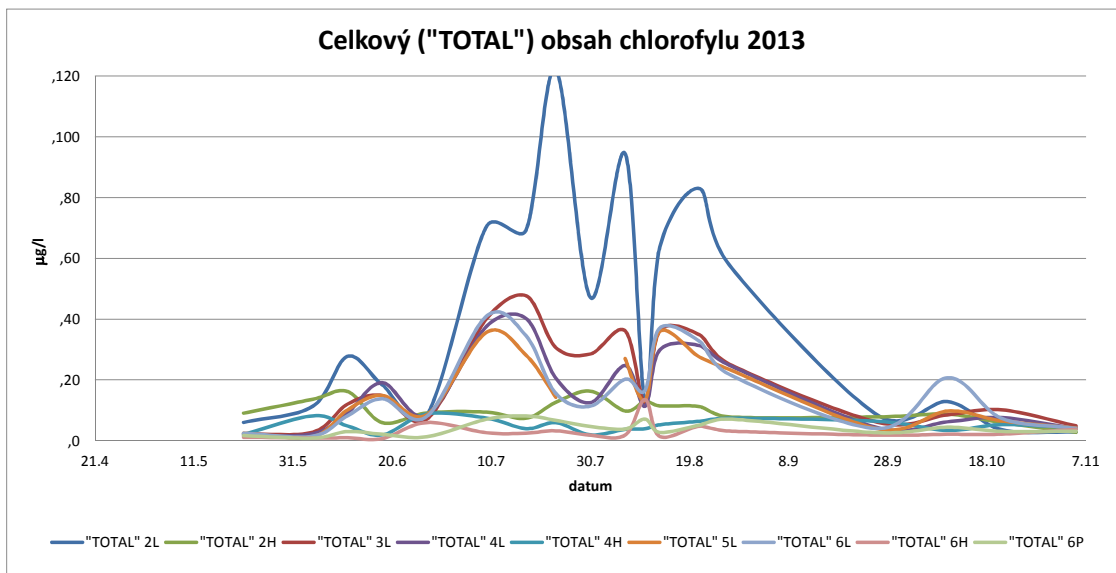
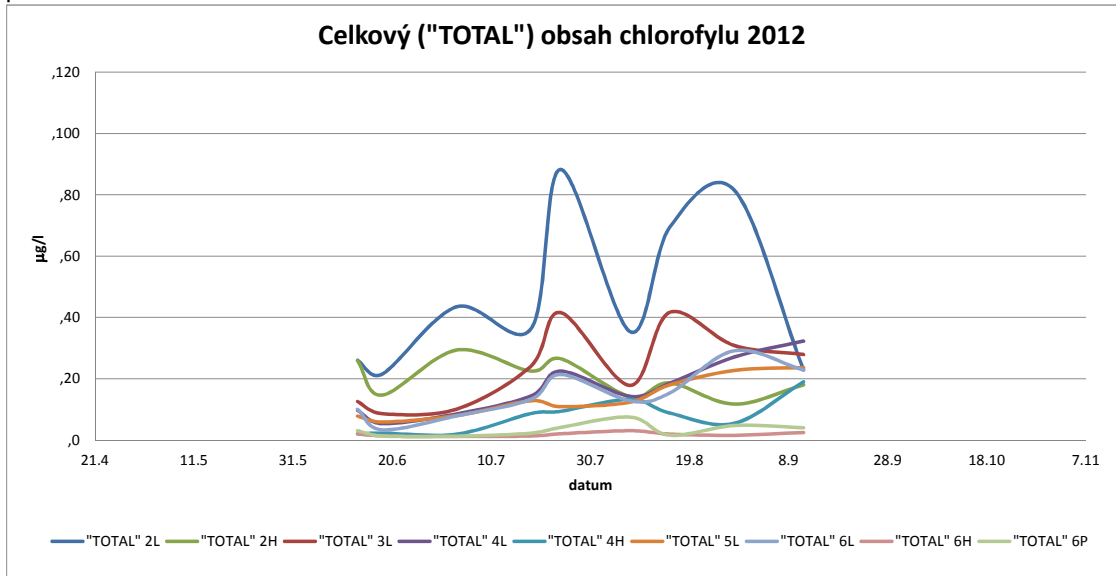




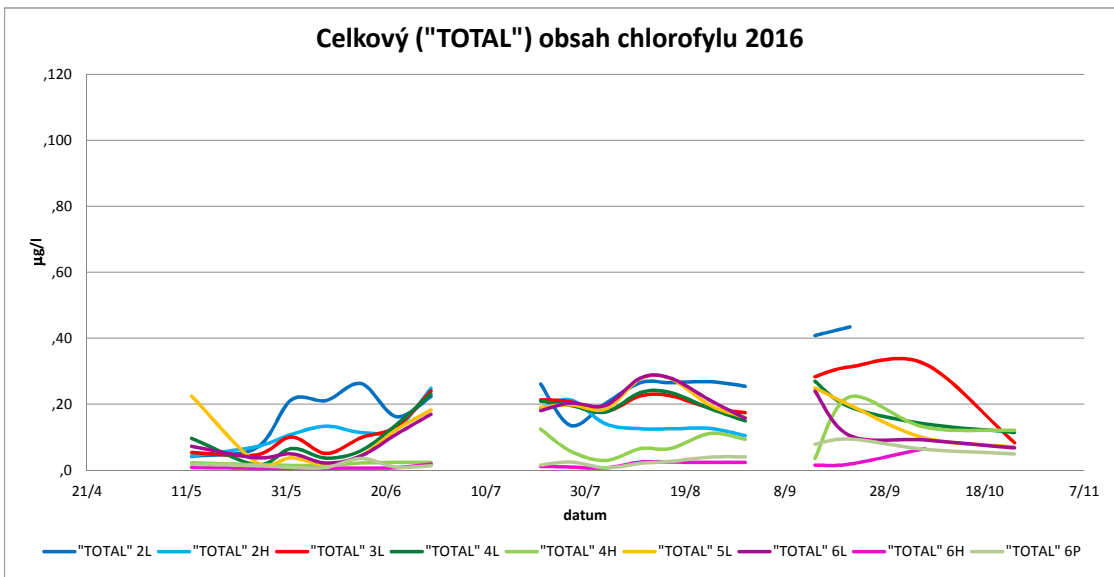
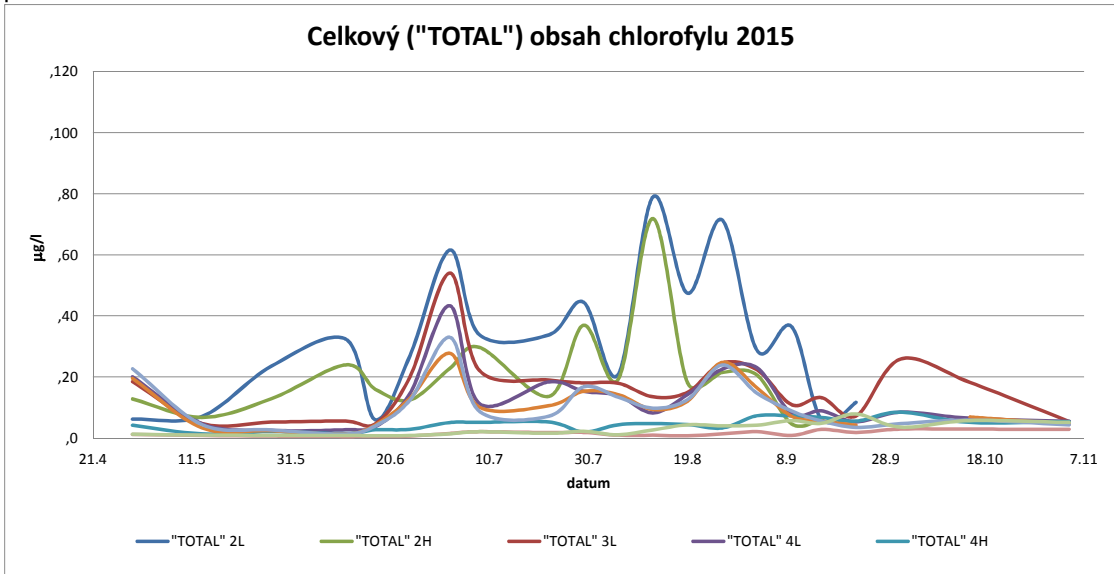




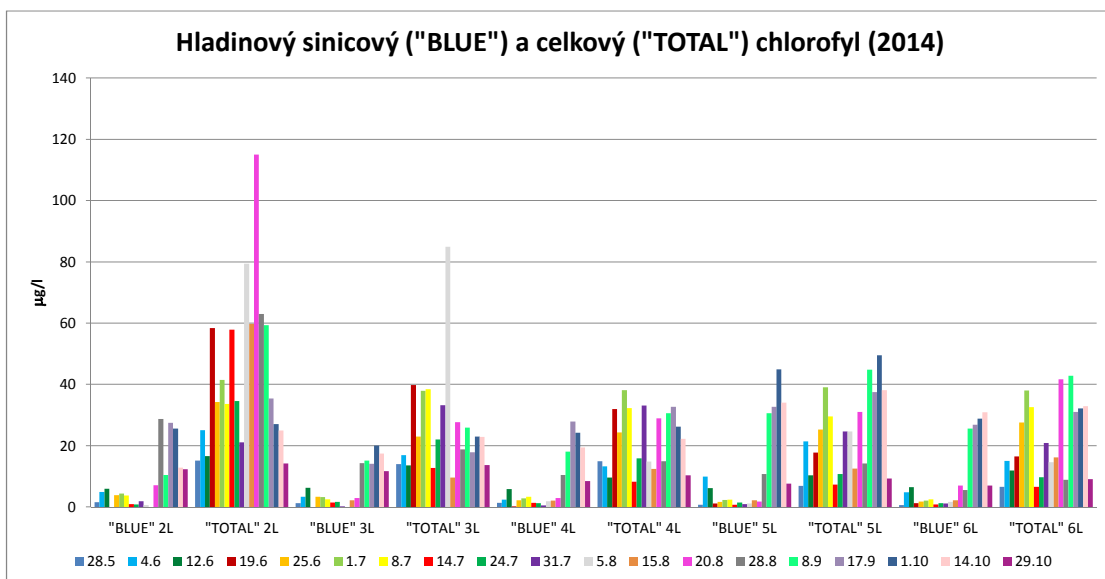
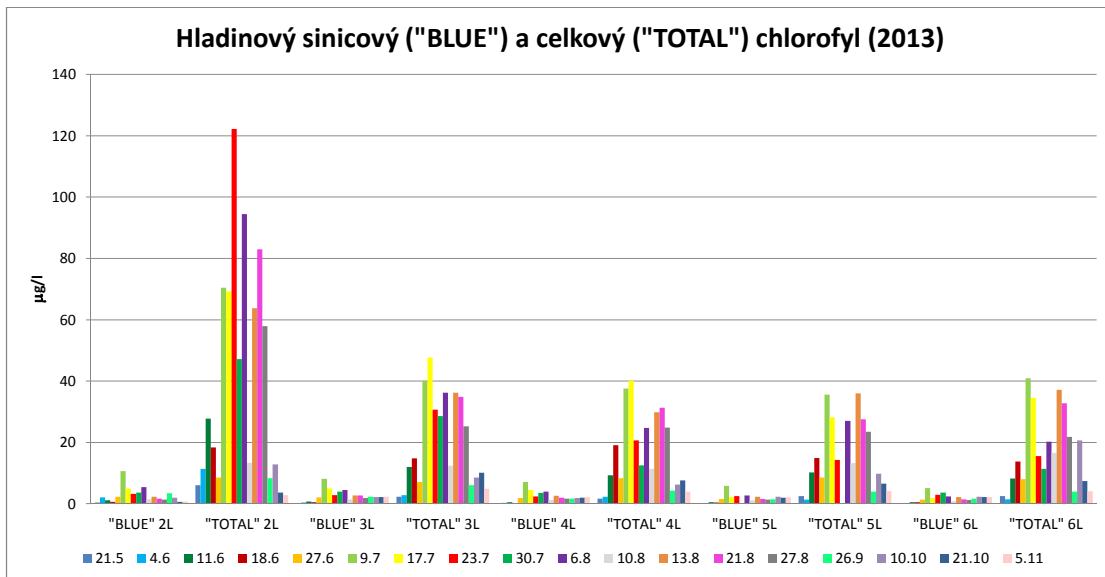
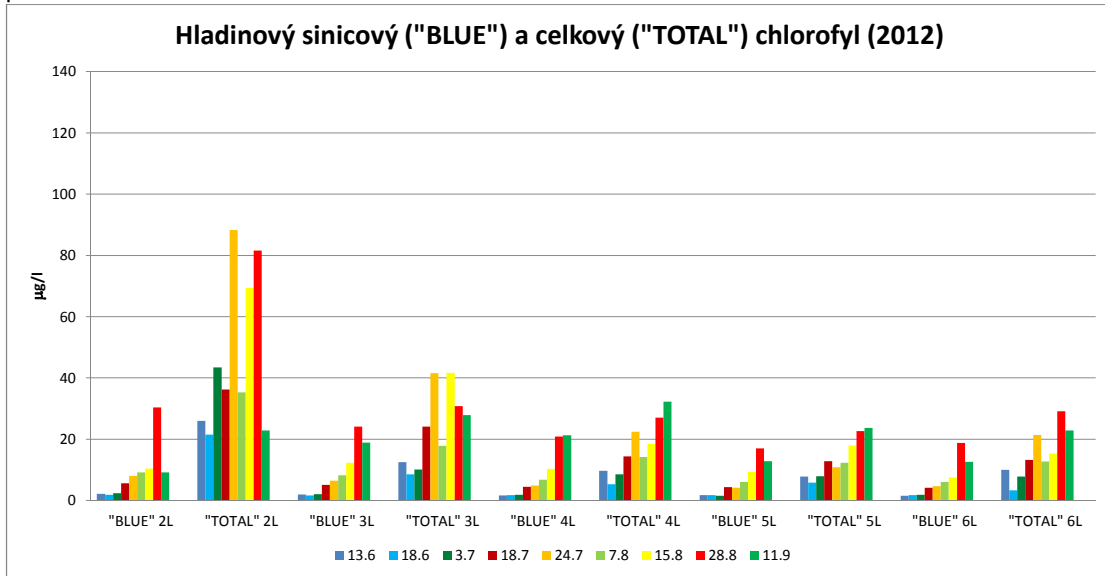




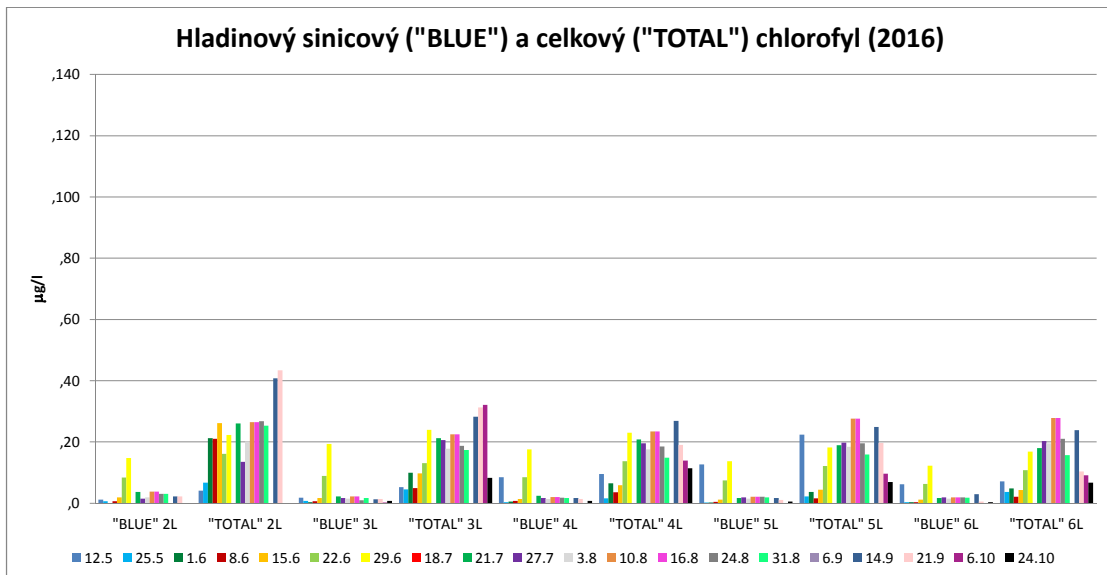
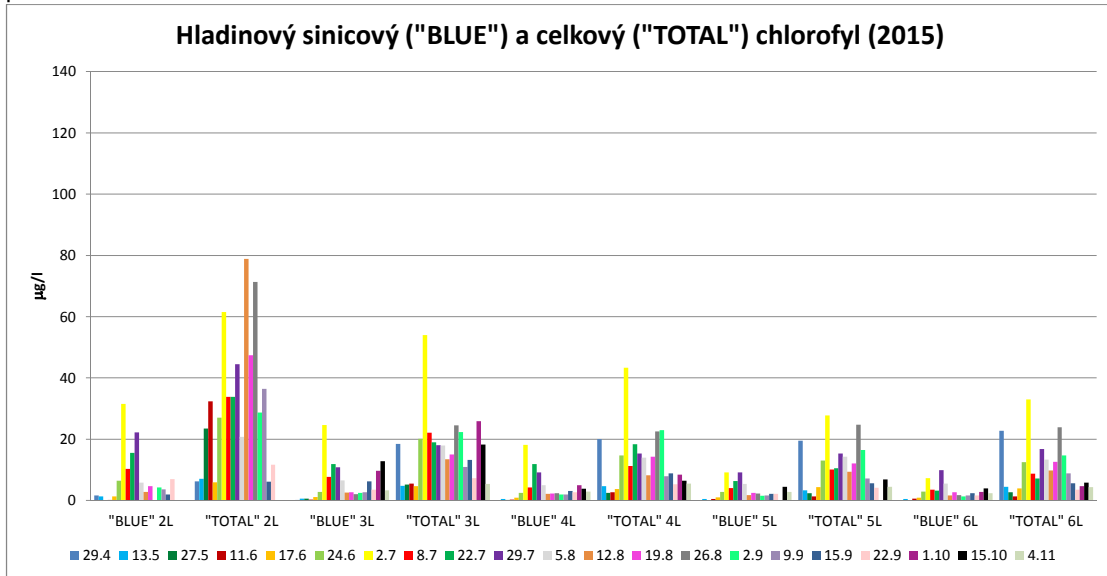
příloha č. 18d



příloha č. 19a

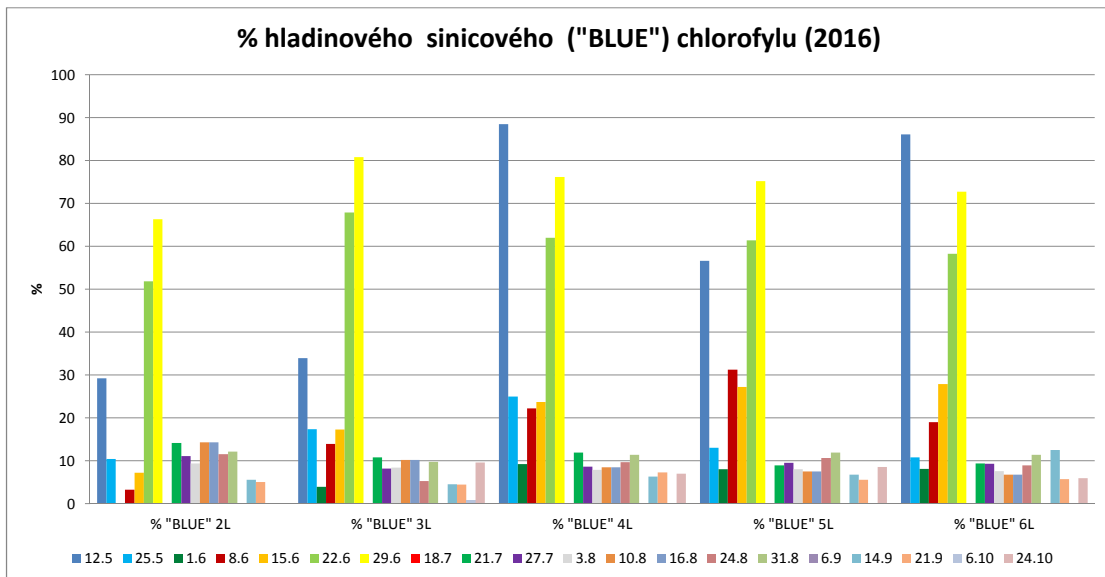
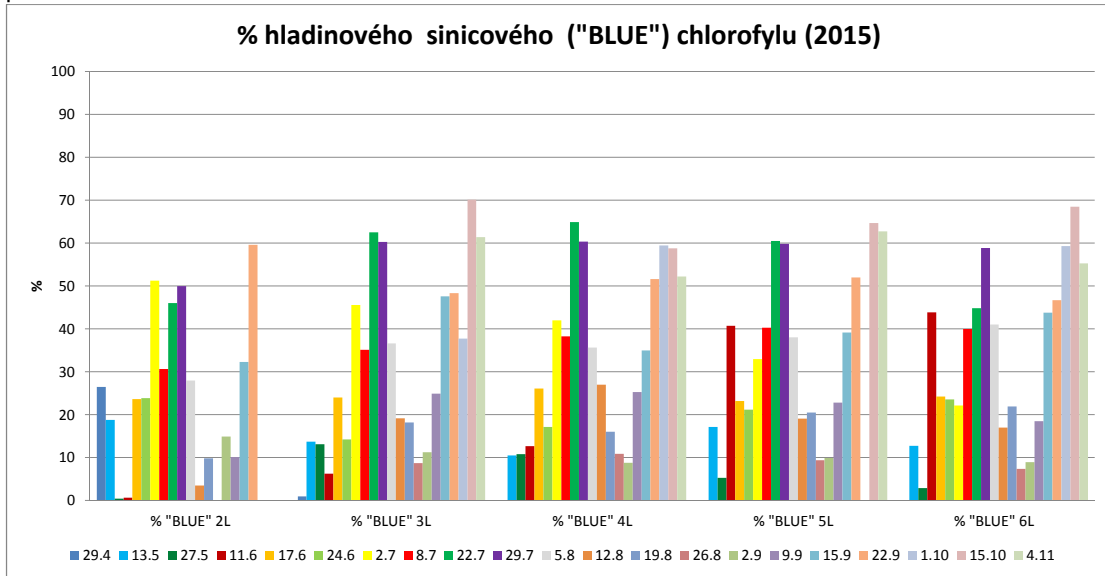


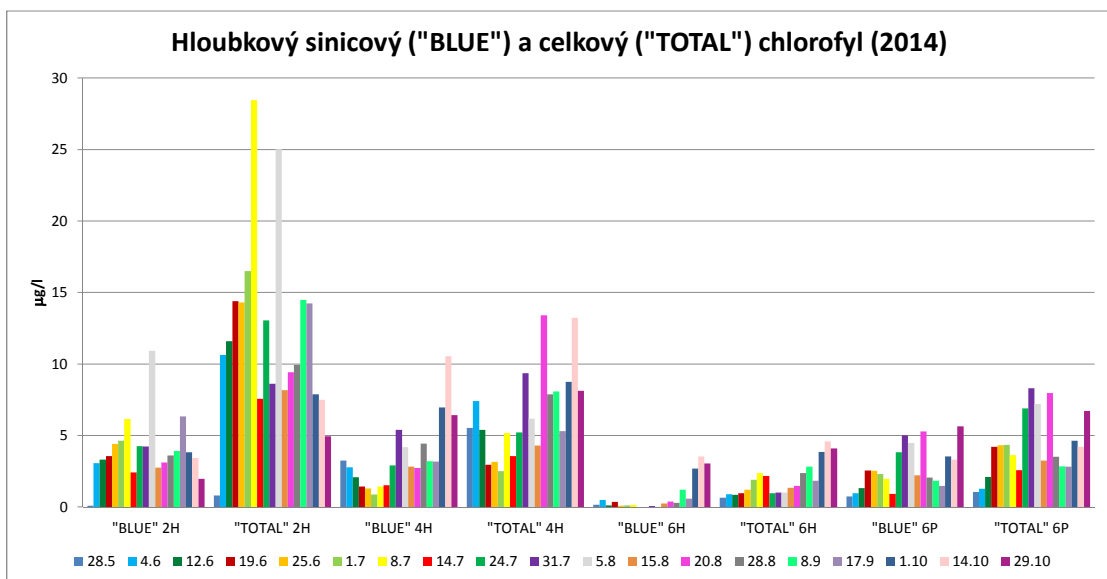
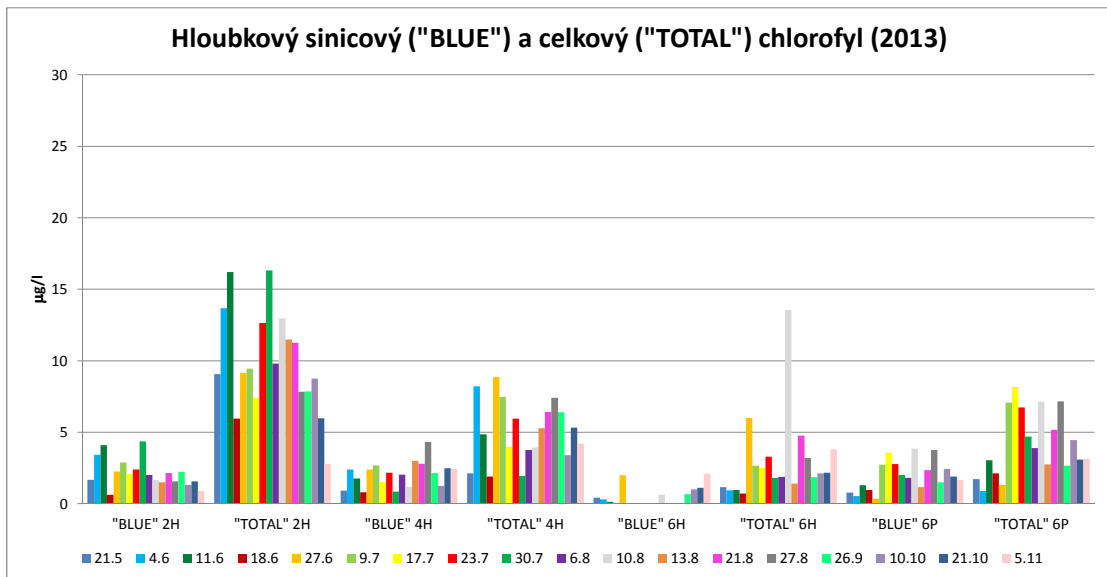
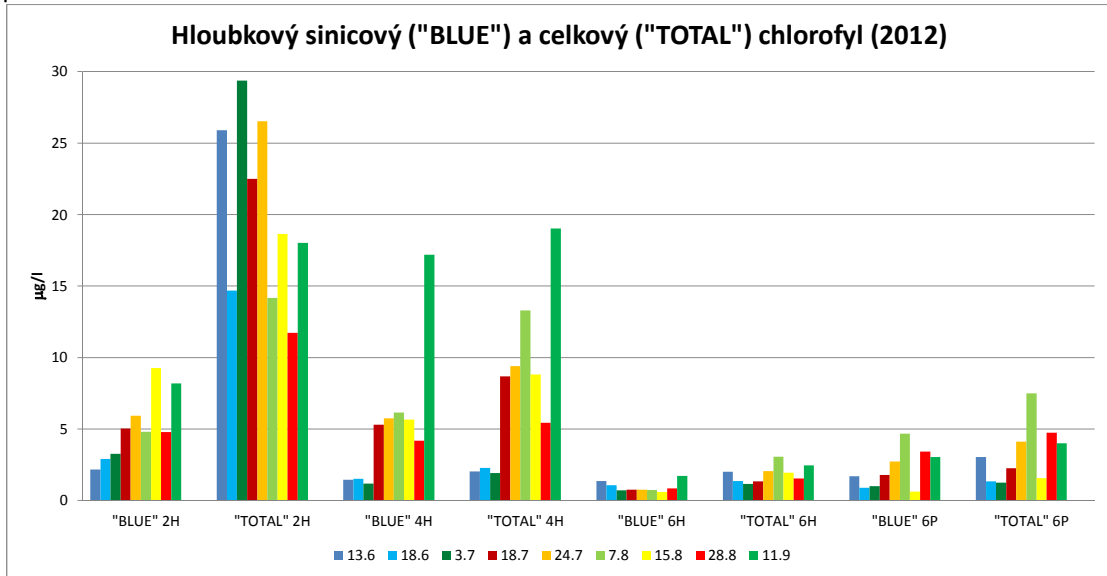
příloha č. 19b

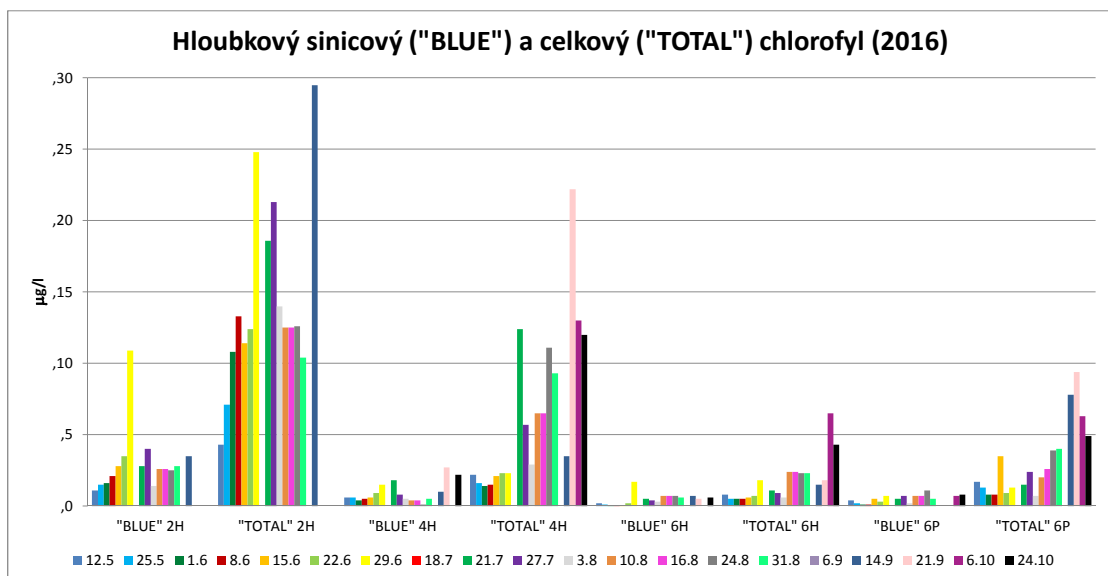
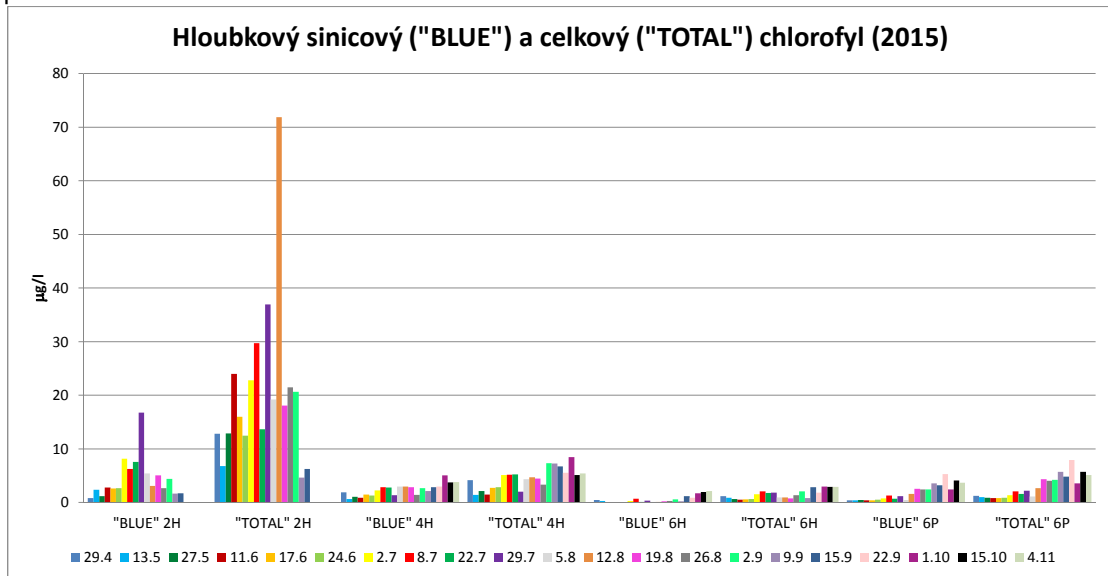


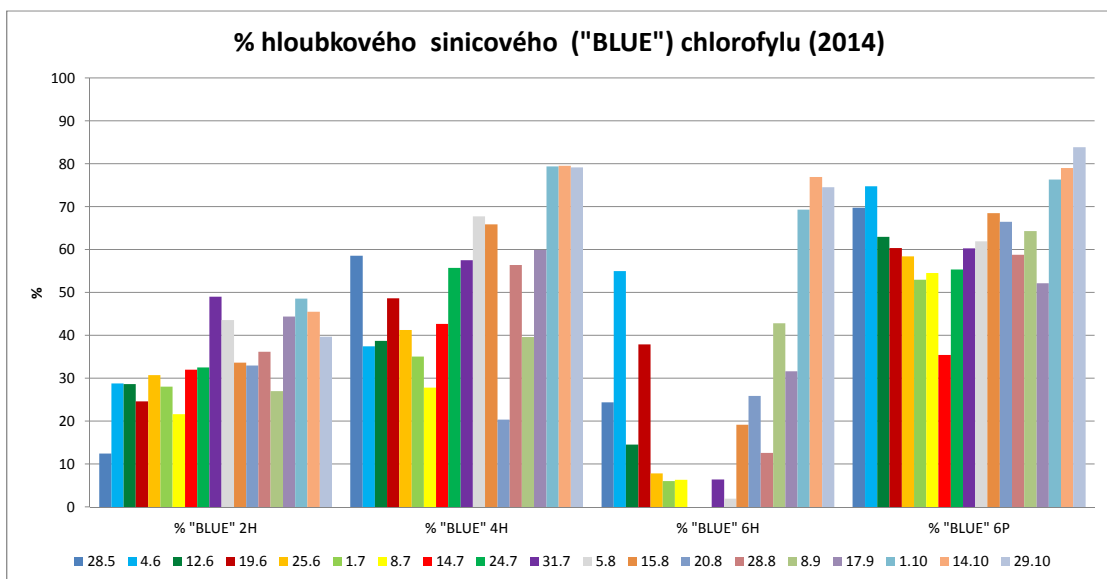
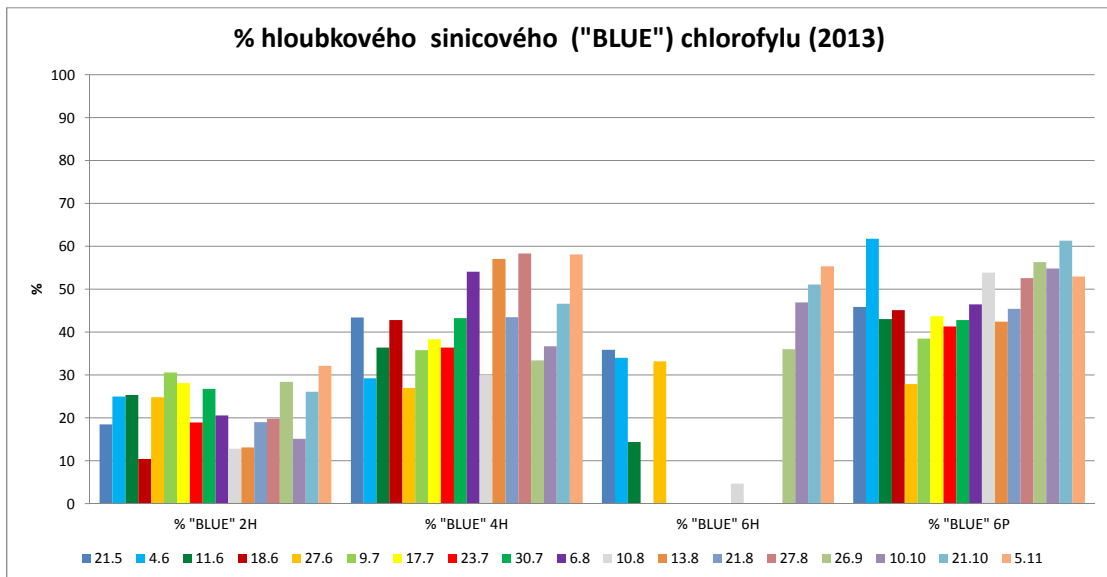
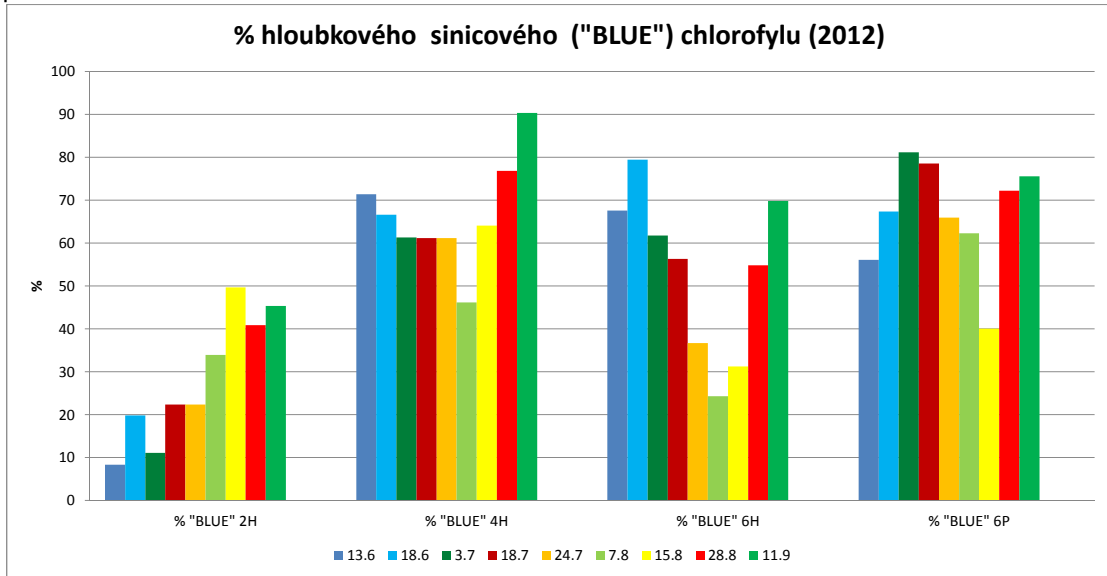






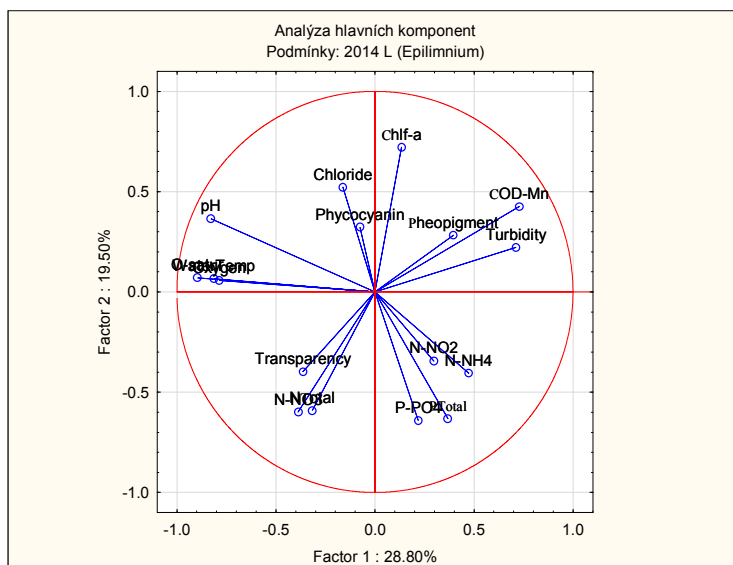
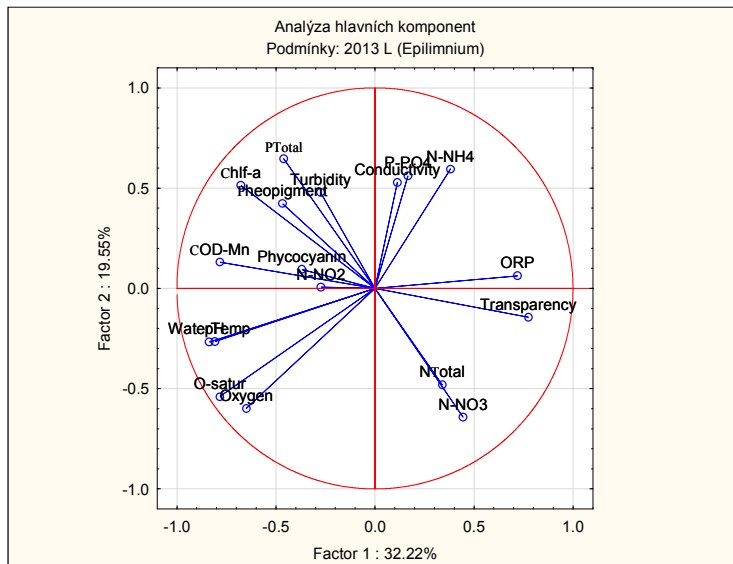
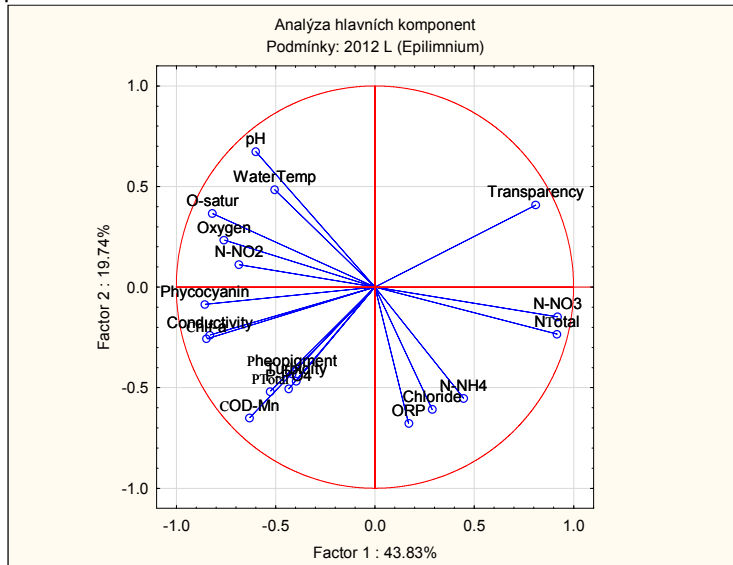




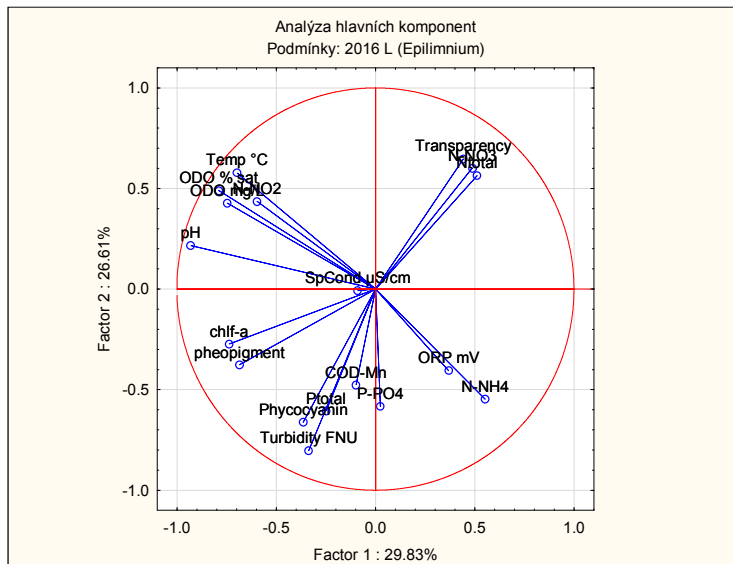
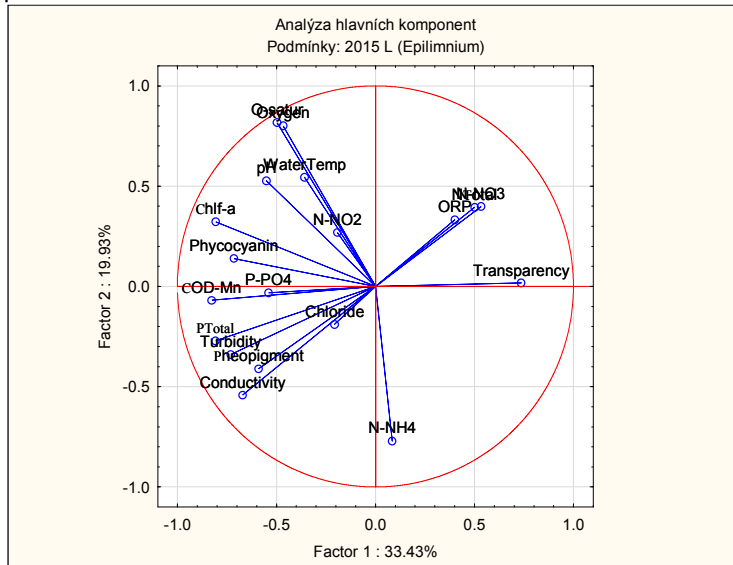




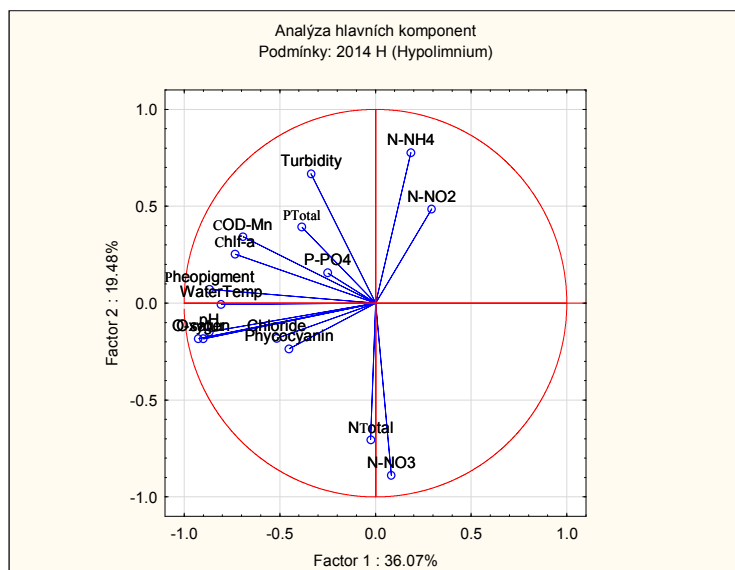
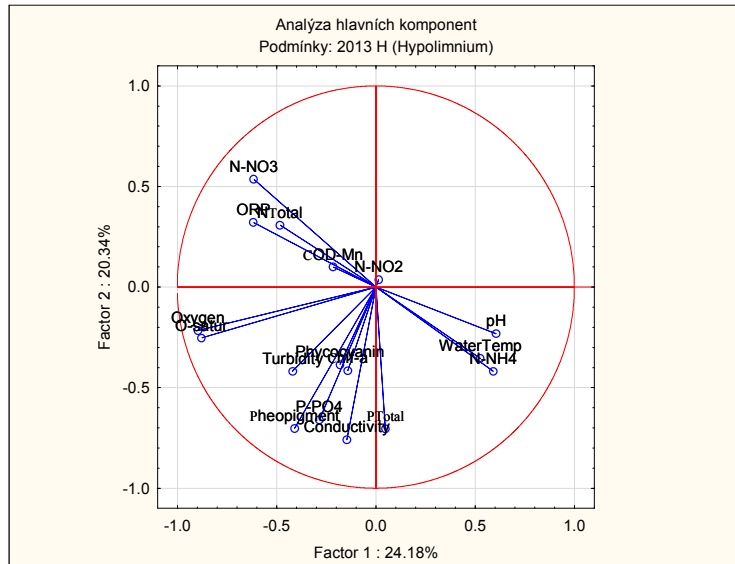
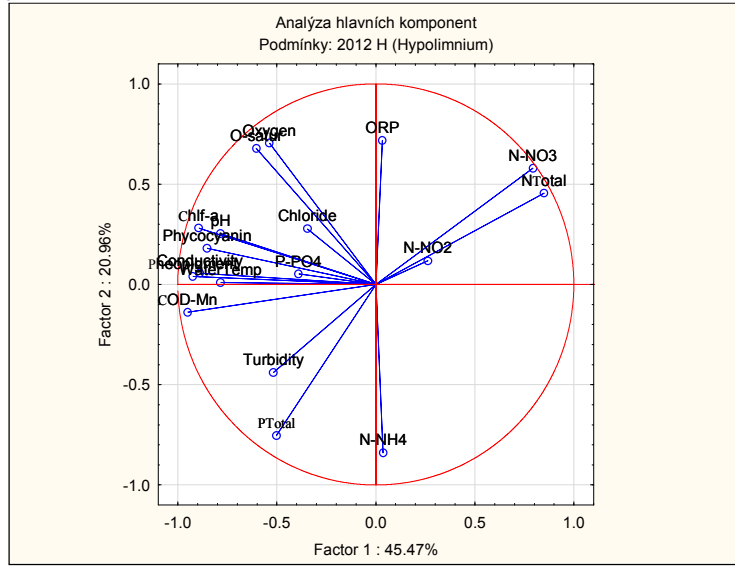
příloha č. 21a



příloha č. 21b

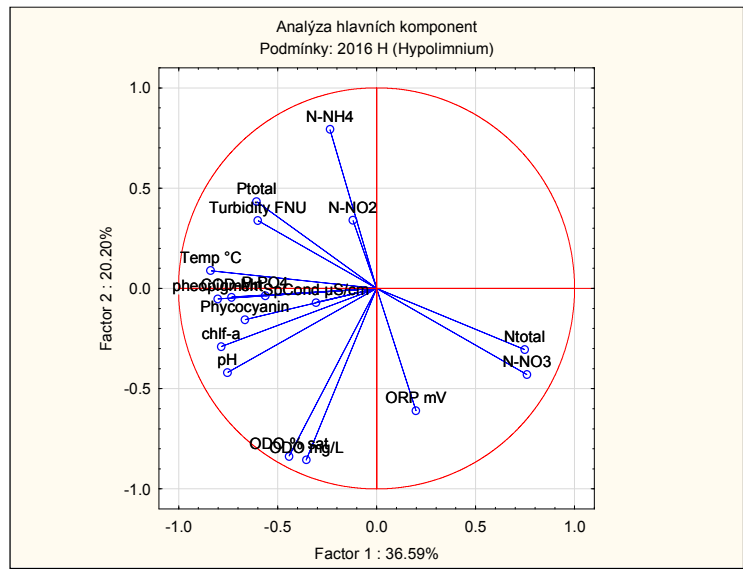
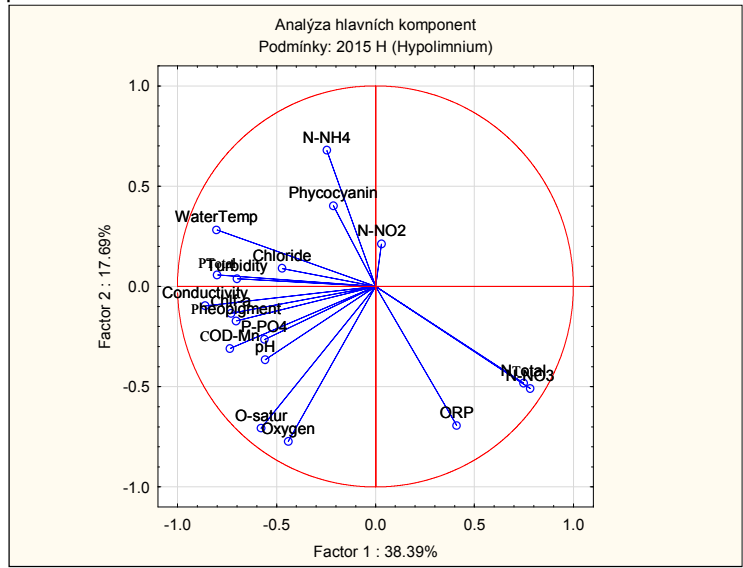


příloha č. 21c





příloha č. 21d

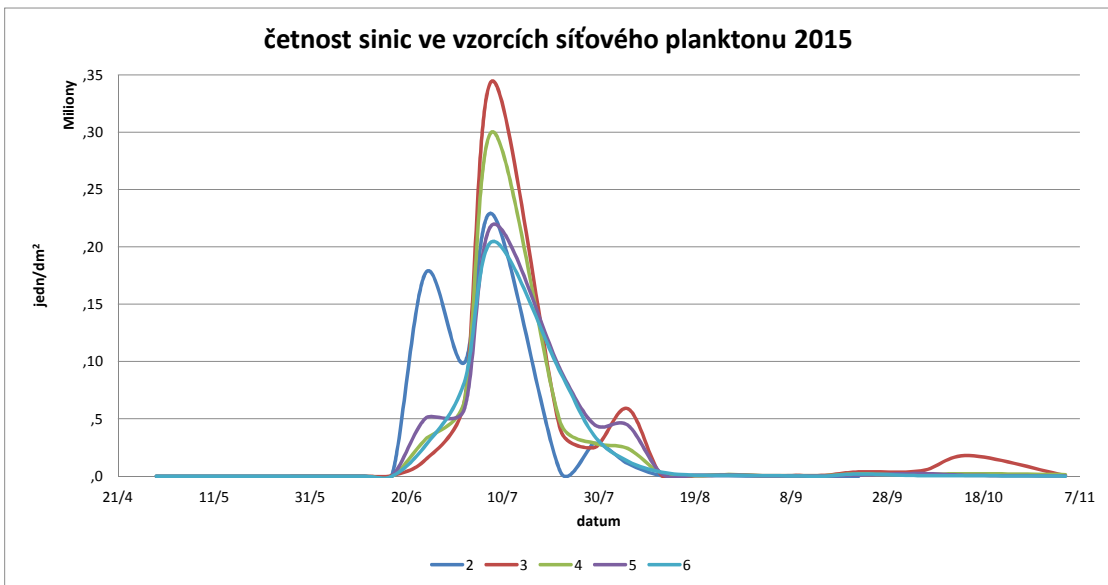
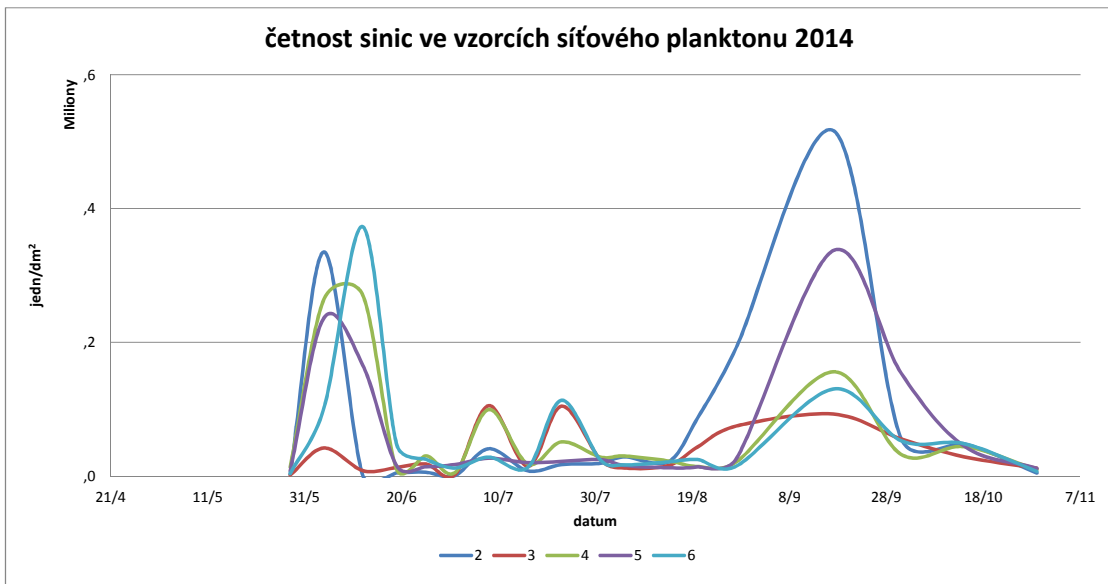
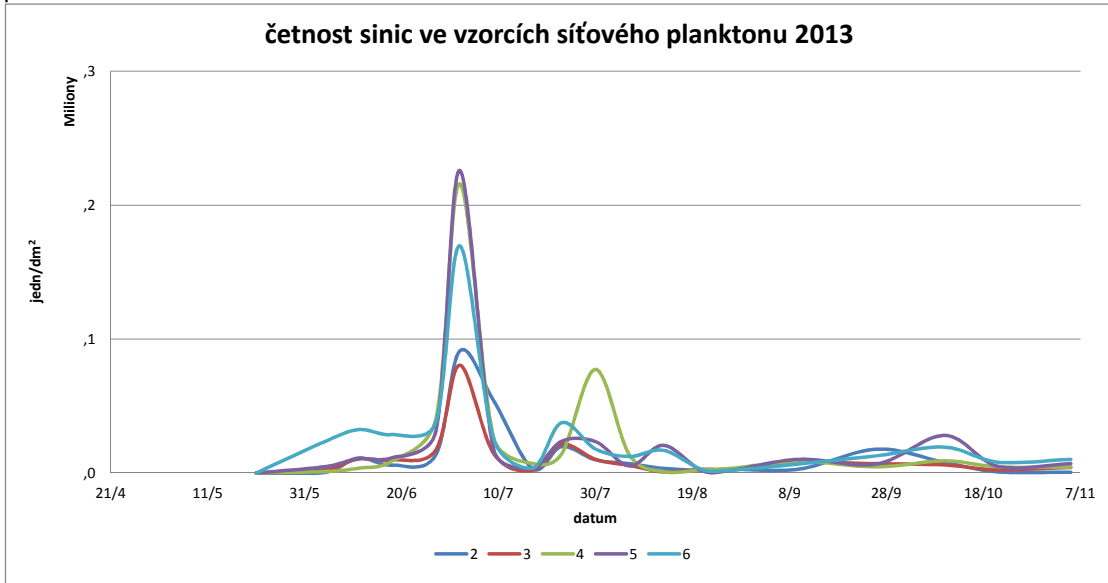


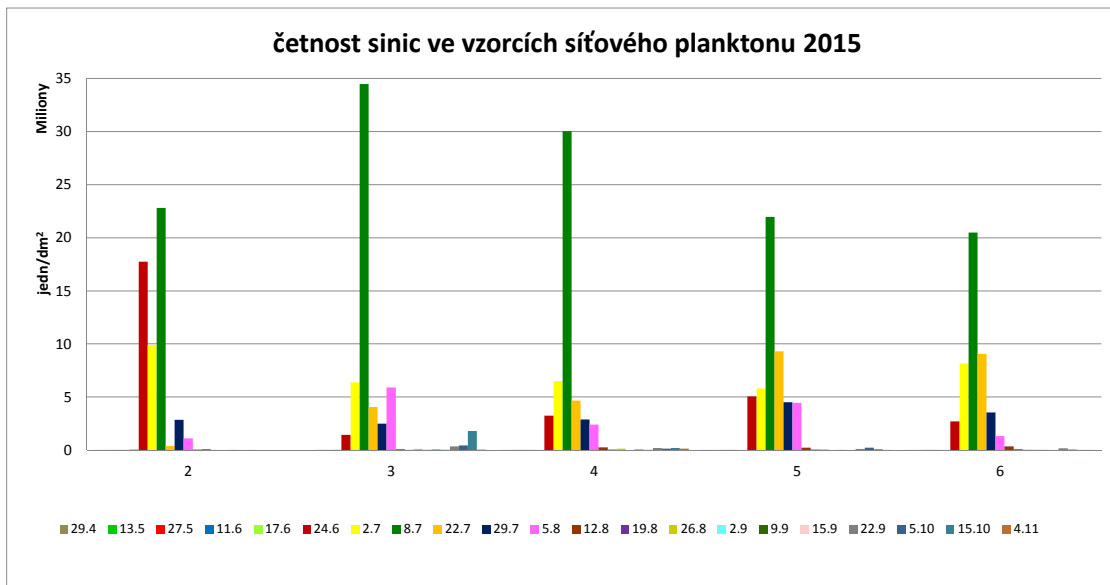
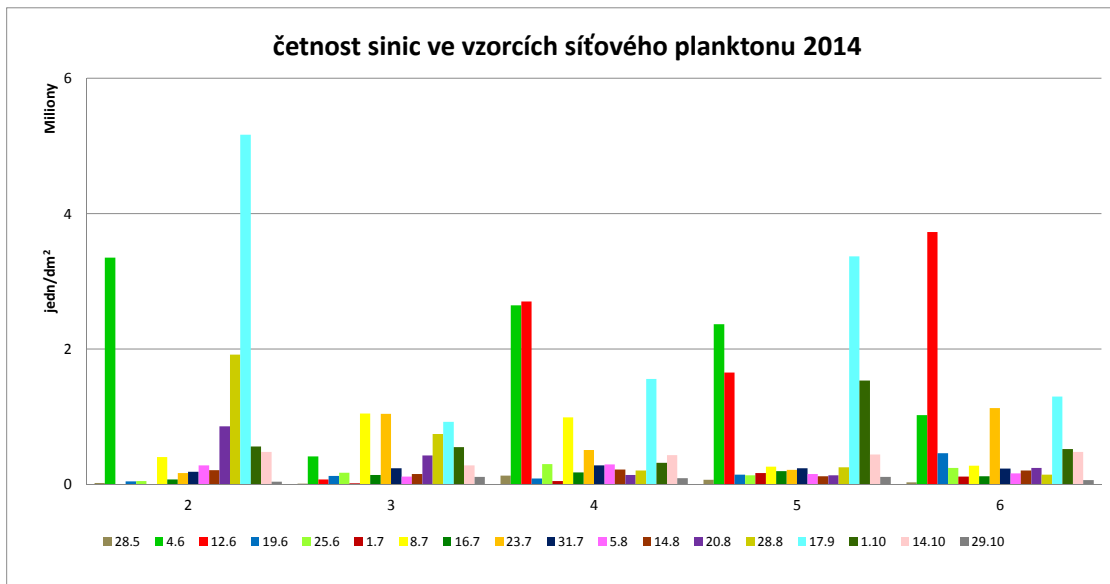
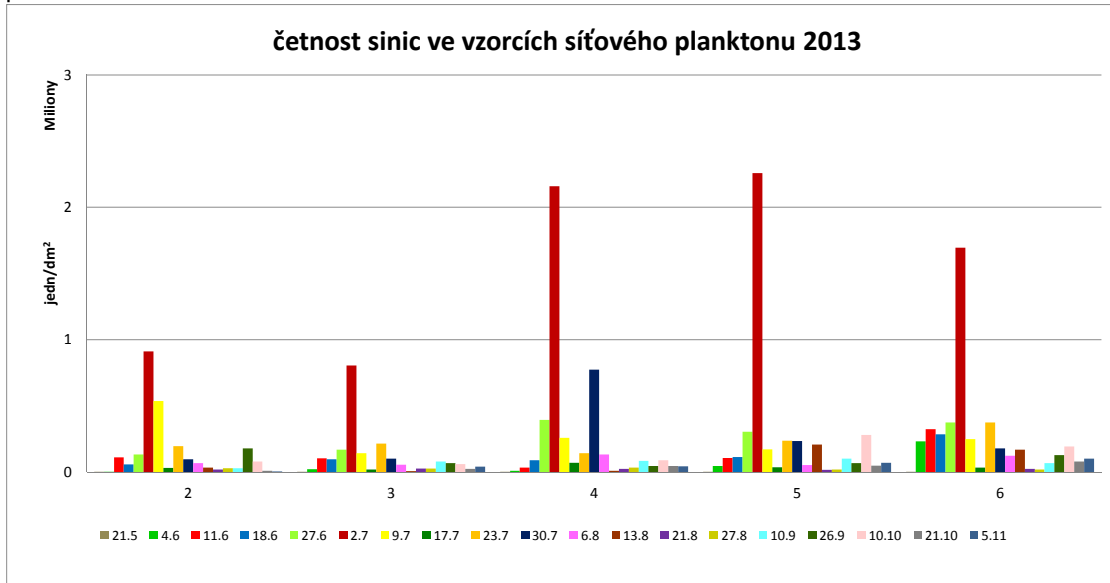
## příloha č. 22

Tabulka korelačních koeficientů

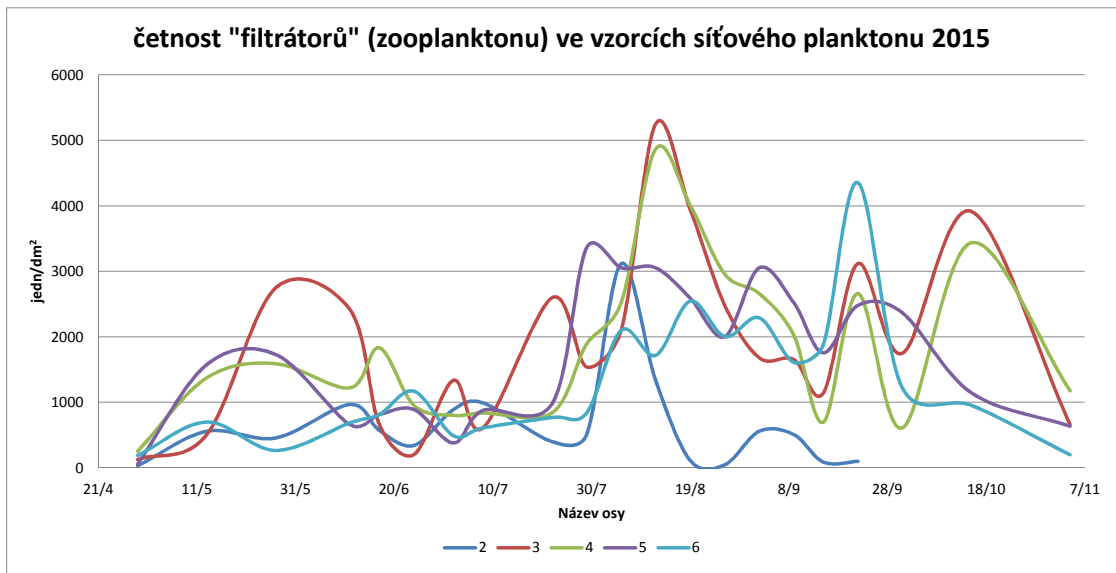
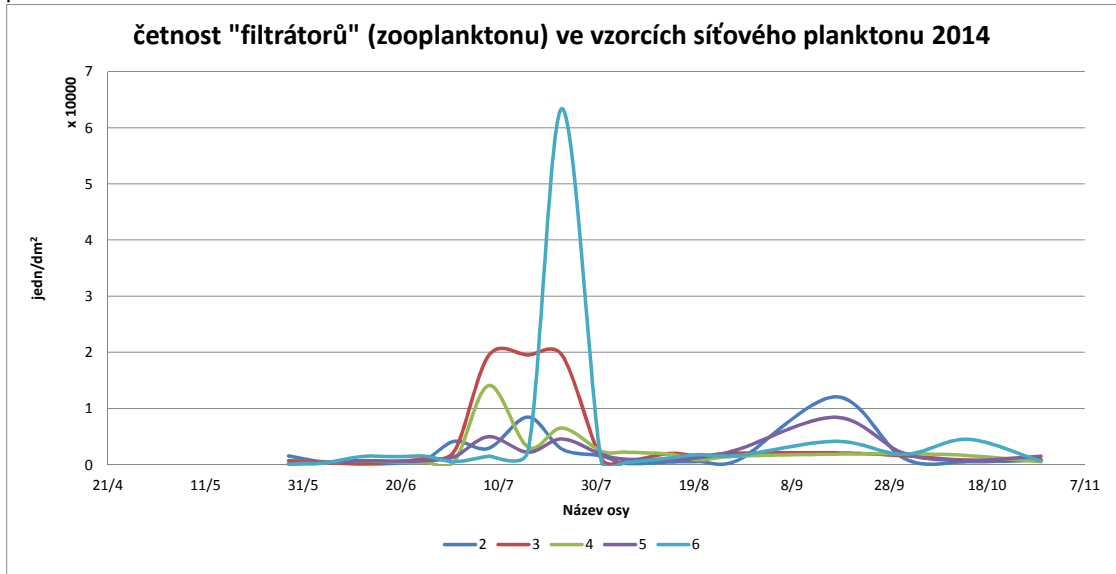
	průměr	standardní odchyška	teplota vody	vodivost	pH	redoxní potenciál (ORP)	nasycení kyslíkem ( % nasyc.)	nasycení kyslíkem (mg/l)	zákal	průhlednost	CHSK <sub>Mn</sub>	obsah NO2	obsah NH4	obsah NO3	celkový obsah dusíku	celkový obsah fosforu	obsah PO4	obsah chloridů	množství fykocyaninu	množství chlorofylu A	množství feopigmentů
teplota vody	19.8	3.4	1	-0.065	<b>0.611</b>	-0.215	<b>0.649</b>	0.410	-0.104	0.015	-0.033	0.460	-0.494	-0.291	-0.326	0.021	-0.032	-0.069	0.260	0.249	0.063
vodivost	203.5	29.3	-0.065	1	0.204	-0.264	0.005	0.008	<b>0.563</b>	-0.453	0.385	0.156	0.254	<b>-0.622</b>	<b>-0.564</b>	<b>0.704</b>	<b>0.517</b>	<b>0.692</b>	-0.278	0.225	0.348
pH	8.6	0.9	<b>0.611</b>	0.204	1	-0.438	<b>0.703</b>	<b>0.616</b>	0.064	-0.213	0.101	0.300	-0.492	<b>-0.516</b>	<b>-0.535</b>	0.191	0.156	0.069	0.148	0.468	-0.011
redox. potenciál (ORP)	166.3	106.3	-0.215	-0.264	-0.438	1	-0.026	0.062	-0.022	-0.001	-0.018	-0.096	-0.091	<b>0.743</b>	<b>0.763</b>	-0.149	0.069	-0.022	-0.045	-0.133	-0.159
nasycení kyslíkem ( % nasyc.)	109.2	24.5	<b>0.649</b>	0.005	<b>0.703</b>	-0.026	1	<b>0.959</b>	0.082	-0.325	0.299	0.354	<b>-0.570</b>	-0.103	-0.117	0.151	0.165	0.003	0.288	<b>0.575</b>	-0.018
nasycení kyslíkem (mg/l)	9.9	1.8	0.410	0.008	<b>0.616</b>	0.062	<b>0.959</b>	1	0.133	-0.394	0.372	0.251	<b>-0.525</b>	0.010	0.005	0.169	0.202	0.009	0.264	<b>0.597</b>	-0.037
zákal	2.4	2.6	-0.104	<b>0.563</b>	0.064	-0.022	0.082	0.133	1	<b>-0.665</b>	<b>0.691</b>	0.086	0.213	-0.304	-0.263	<b>0.619</b>	0.355	0.302	0.169	0.490	0.398
průhlednost	257.5	105.2	0.015	-0.453	-0.213	-0.001	-0.325	-0.394	<b>-0.665</b>	1	<b>-0.729</b>	-0.210	0.092	0.286	0.255	<b>-0.629</b>	-0.392	-0.172	-0.383	<b>-0.662</b>	-0.444
CHSK <sub>Mn</sub>	5.1	0.7	-0.033	0.385	0.101	-0.018	0.299	0.372	<b>0.691</b>	<b>-0.729</b>	1	0.113	0.055	-0.232	-0.200	<b>0.636</b>	0.440	0.081	0.489	<b>0.761</b>	0.490
obsah NO2	0.0	0.0	0.460	0.156	0.300	-0.096	0.354	0.251	0.086	-0.210	0.113	1	-0.130	-0.255	-0.274	0.046	0.003	0.224	0.182	0.287	0.063
obsah NH4	0.1	0.0	-0.494	0.254	-0.492	-0.091	<b>-0.570</b>	<b>-0.525</b>	0.213	0.092	0.055	-0.130	1	-0.179	-0.134	0.045	0.079	0.297	-0.222	-0.182	0.056
obsah NO3	1.7	0.7	-0.291	<b>-0.622</b>	<b>-0.516</b>	<b>0.743</b>	-0.103	0.010	-0.304	0.286	-0.232	-0.255	-0.179	1	<b>0.983</b>	-0.434	-0.254	-0.322	-0.065	-0.358	-0.273
celkový obsah dusíku	2.2	0.6	-0.326	<b>-0.564</b>	<b>-0.535</b>	<b>0.763</b>	-0.117	0.005	-0.263	0.255	-0.200	-0.274	-0.134	<b>0.983</b>	1	-0.382	-0.206	-0.255	-0.113	-0.328	-0.270
celkový obsah fosforu	0.0	0.0	0.021	<b>0.704</b>	0.191	-0.149	0.151	0.169	<b>0.619</b>	<b>-0.629</b>	<b>0.636</b>	0.046	0.045	-0.434	-0.382	1	<b>0.666</b>	0.328	0.094	<b>0.522</b>	0.473
obsah PO4	10.4	9.7	-0.032	<b>0.517</b>	0.156	0.069	0.165	0.202	0.355	-0.392	0.440	0.003	0.079	-0.254	-0.206	<b>0.666</b>	1	0.409	-0.023	0.400	0.280
obsah chloridů	40.0	16.9	-0.069	<b>0.692</b>	0.069	-0.022	0.003	0.009	0.302	-0.172	0.081	0.224	0.297	-0.322	-0.255	0.328	0.409	1	-0.477	-0.007	0.009
množství fykocyaninu	5.7	6.1	0.260	-0.278	0.148	-0.045	0.288	0.264	0.169	-0.383	0.489	0.182	-0.222	-0.065	-0.113	0.094	-0.023	-0.477	1	<b>0.554</b>	0.324
množství chlorofylu A	18.7	17.3	0.249	0.225	0.468	-0.133	<b>0.575</b>	<b>0.597</b>	0.490	<b>-0.662</b>	<b>0.761</b>	0.287	-0.182	-0.358	-0.328	<b>0.522</b>	0.400	-0.007	<b>0.554</b>	1	0.309
množství feopigmentů	2.9	2.5	0.063	0.348	-0.011	-0.159	-0.018	-0.037	0.398	-0.444	0.490	0.063	0.056	-0.273	-0.270	0.473	0.280	0.009	0.324	0.309	1

označené korelace (&lt; -0,500 nebo &gt;0,500) jsou významné na hladině významnosti p &lt; 0,050





příloha č. 24a



příloha č. 24b

