

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Telemetrie sumce velkého (*Silurus glanis*) v prostředí stojatých vod

.....
doktorská disertační práce

(soubor vědeckých prací s komentářem)

Autor: **Mgr. Tomáš Daněk**

Školitel: **doc. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D.**

Praha 2014

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že předloženou disertační práci na téma „Telemetrie sumce velkého (*Silurus glanis*) v prostředí stojatých vod“ jsem vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Lukáše Kalouse, Ph.D. a všechny zdroje informací použité při její tvorbě jsem uvedl v kapitole Seznam použité literatury.

V Praze dne 1.9.2014

Poděkování

Tato práce by nevznikla bez podpory a pomoci mnoha lidí, jimž bych zde rád upřímně poděkoval. Největší dík patří mému školiteli Lukášovi Kalousovi. Především za jeho důvěru a vytrvalou podporu mému projektu, které si vážím tím více, že mnou vybrané téma svým zaměřením i metodikou vybočovalo z témat obvyklých a zjevně skýtalo celou řadu potenciálních rizik. Rovněž bez podpory vedení katedry, zejména Ivy Langrové, by nebylo vůbec možné práci realizovat. Ondřeji Slavíkovi, Pavlu Horkému, Jiřímu Musilovi, Luboši Peškemu, Miladě Řehákové-Petrů a Václavu Řehákovi děkuji za zasvěcení do tajů telemetrie a četné konzultace jak v oblasti získávání dat, tak jejich následného zpracování. Za pomoc při práci v terénu děkuji Vítkovi Břicháčkovi a Karlovi Filingerovi. Milanovi Petrtýlovi děkuji za cenné potápěčské služby i výpomoc s grafickými a statistickými aspekty některých publikací. Za vstřícnost při vyřizování všech nezbytných výjimek a povolení pro terénní práci v rybářském revíru a přírodní rezervaci děkuji hospodáři MO Čelákovice Pavlu Jindřichovi, jednatele Českého rybářského svazu Pavlu Horáčkovi, Kláře Polesné z Krajského úřadu Středočeského kraje a mnohým dalším, kteří měli zásluhy na rychlém vyřízení „Projektů pokusu“. Samozřejmě děkuji i všem, kteří se podíleli na odloveh sumců, zejména Martinu Knytlovi, Kateřině Rylkové, Evě Karbanové a Milanu Karpíškovi. Úplně na konec chci poděkovat přátelům a rodině za všestrannou podporu. In memoriam děkuji svým rodičům a mému rybářskému dědovi Jirkovi, jejichž vliv byl pro mé směřování k biologii a rybám zásadní a kteří velmi fandili i mé sumčí práci. Díky všem!

Obsah

1	Úvod	5
2	Přehled o současném stavu problematiky	8
2.1	Telemetrie a její využití	8
2.1.1	Satelitní telemetrie	9
2.1.2	Akustická telemetrie	10
2.1.3	Radiotelemetrie	10
2.1.4	Senzory a programování vysílačů	11
2.1.5	Způsob přichycení vysílačů	12
2.1.6	Vliv vysílačů na sledované ryby	12
2.1.7	Vypuzování vysílačů	13
2.2	Sumec velký (<i>Silurus glanis</i> L.)	13
2.2.1	Základní informace o druhu	13
2.2.2	Původní areál rozšíření a introdukce	15
2.2.3	Ekologie a etologie druhu v přirozeném prostředí	15
2.2.4	Použitelnost telemetrie při sledování sumce velkého v přirozeném prostředí	17
3	Vědecké hypotézy a cíle práce	18
4	Materiál a metody	20
4.1	Vliv implantace na sledované ryby – pokus v kontrolovaných podmínkách	20
4.2	Sledování juvenilního sumce velkého v přirozeném prostředí	22
5	Výsledky a diskuze	27
6	Závěry a doporučení pro použití poznatků v praxi	34
7	Seznam použité literatury	36
8	Přílohy	49
8.1	Příloha 1	49
8.2	Příloha 2	53
8.3	Příloha 3	58
8.4	Příloha 4	62
8.5	Příloha 5	73

1 Úvod

Sumec velký (*Silurus glanis* L.) se z pozice největší sladkovodní ryby Evropy (Copp et al., 2009) těšil pozornosti odborníků i laické veřejnosti vždy. Kromě abnormálního vzrůstu, kdy největší jedinci tohoto druhu dosahují délky až 5 m a hmotnosti přes 300 kg (Berg, 1949), podporují tajuplnost a mediální atraktivitu druhu kupříkladu i kusé informace o nálezů lidských ostatků v útrokách sumců (Gudger, 1945) či schopnost druhu efektně lovit „na souši“ vodní ptáky pomocí techniky „beaching“, kdy v pobřežních partiích lovicí jedinec opouští větší částí těla vodní prostředí (Cucherousset et al., 2012). Sumec velký je však především důležitý druh sladkovodního rybářství s roční produkcí v Evropě přes 2000 t (Linhart et al., 2002), jehož maso je mimořádně ceněno pro svou kvalitu (Copp et al., 2009) a sumec se díky svým růstovým možnostem i vyhlášené bojovnosti těší též značné pozornosti sportovních rybářů (Carol et al., 2007; Alp et al., 2010).

Z pohledu ekologického se jedná o neobvykle kontroverzní druh. Původní areál rozšíření druhu zahrnuje střední a východní Evropu a západní Asii, druh byl ovšem zavlečen i do částí jižní a západní Evropy (Krieg et al., 2000; Carol et al., 2007, 2009; Martino et al., 2011). V části původního areálu – např. ve Švédsku, Dánsku, Finsku či na některých lokalitách v Řecku je sumec ohrožen a mizí (Nathanson, 1987, 1995; Froese et Pauly 2014) přičemž v Řecku je místy paradoxně vytlačován endemickým sumcem Aristotelovým (*S. aristotelis*) (Economidis et al., 2000). Na území, kam byl sumec velký nově zavlečen, je však hodnocen jako invazivní druh s možným negativním dopadem na původní, často ohrožené, druhy ryb (Carol, 2007; Copp et al., 2009; Bevacqua et al., 2011; Martino et al., 2011). Sumec se tak ještě více dostává do popředí zájmu a jako obzvláště cenné se jeví informace o chování druhu v přírodním prostředí jak v areálu původním (např. z důvodu jeho ochrany na místech, kde je ohrožen), tak v souvislosti s lepším pochopením chování druhu v nově osídleném prostředí jihozápadní Evropy, vyhodnocením rizik a případnou aplikací poznatků k eliminaci či alespoň zpomalení šíření druhu tam, kde je nežádoucí.

Zatímco vědecká literatura zaměřená na aspekty související s produkčním rybářstvím a odchovem sumce v umělých podmínkách je poměrně rozsáhlá, publikace zaměřené na

chování druhu v přírodě jsou poměrně vzácné (Copp et al., 2009). Důvody lze spatřovat především v nesnadném odlovu a sledování druhu v přirozeném prostředí (Carol et al., 2007).

Metody sledování ryb v přirozeném prostředí zahrnují například vizuální pozorování, automatické detektory průchodu ryb na rybích přechodech, hydroakustické metody či zpětné odlovy značených ryb (Lucas et Baras, 2000). Vyjmenované metody jsou však pro získání informací o chování druhu v přirozeném prostředí použitelné zpravidla jen omezeně a zpravidla neumožňují dlouhodobé a přesné kontinuální sledování konkrétních individuí, které je pro zodpovězení řady důležitých otázek (rozsah migrace, velikosti domovských okrsků, sezónní a denní změny v aktivitě) často potřebné. Metodou, která však dlouhodobé a mnohdy i relativně přesné sledování individuí umožňuje, je telemetrie (Priede et Swift, 1992; Winter, 1996; Brigger et Booth, 2003).

Telemetrie se využívá pro monitoring vodních obratlovců od 50. let minulého století (Trefethen, 1956) a od té doby počet prací telemetrii využívajících neustále narůstá (Baras, 1991; Cooke et al., 2011). Principem fungování telemetrie je označení sledovaných individuí pomocí miniaturních vysílačů a jejich následné sledování buď přímo v terénu za pomoci různých přijímačů, anebo, v případě satelitní telemetrie, získávání dat o poloze jedinců pomocí satelitních družic (Priede et Swift, 1992). Přes nepopíratelné výhody telemetrie i tato metoda má mnohá úskalí. Kromě schopnosti některých druhů ryb se aktivně zbavovat implantovaných vysílačů (Christholm et Hubert, 1985; Ivasauskas et al., 2012; Daněk et Kalous, 2013) je nezbytné i prověřovat, zda nedochází samotným označením sledovaného jedince vysílačkou k nepříznivému ovlivnění, které by mohlo mít za následek nepřirozené chování (Knights et Lasee, 1996; Brigger et Booth, 2003; Holbrook et al., 2012). Při sledování ryb je obecně přijímaným doporučením, aby vysílačka nevážila více jak 2 % hmotnosti sledovaného jedince (Winter, 1996). Jelikož je však reakce na implantaci vysílačů druhově specifická (Jepsen et al., 2002), je vždy doporučitelné prověřit vliv vysílačů na sledované ryby experimentem v kontrolovaných podmínkách.

Do současné doby bylo publikováno jen velmi omezené množství prací zabývajících se telemetrickým sledováním sumce velkého v přirozeném prostředí a všechny studie jsou velmi recentního data (Carol et al., 2007; Slavík et al., 2007, 2014; Slavík et Horký, 2009,

2012; Brevé et al., 2014). Nápadná je absence údajů o chování mladších juvenilních jedinců (pod 0,8 kg hmotnosti) a nedostatek údajů o chování v prostředí stojatých vod.

Náplní této disertační práce je právě zhodnocení chování juvenilních sumců v prostředí stojatých vod (aluviální tůň) a rovněž ověření vlivu implantace vysílačů na sledované jedince. Do práce byl též zařazen jeden tematicky poněkud vybočující článek (Řeháková-Petrů et al., 2012) vzniklý díky účasti na telemetrické terénní praxi v JV Asii. Kromě přihlídnutí k formálním nárokům na disertační práci bylo důvodem pro zařazení tohoto článku i společná metodika „trackingu“ ze stálých zaměřovacích bodů pomocí radiotelemetrie, i to, že tato praxe probíhající pod Projektem Tarsius (www.tarsiusproject.org), byla přímou součástí doktorského studia.

2 Přehled o současném stavu problematiky

2.1 Telemetrie a její využití

Telemetrie, tedy využití elektronických značek pro sledování zvířat, je považována za jednu z nejdůležitějších metod studia chování živočichů v přirozeném prostředí a jejich migrací (Ropert-Coudert et Wilson, 2005). Telemetrie v širším slova smyslu zahrnuje použití vysílačů („transmitters“) odpovídáčů („transponders“), případně i „loggerů“, tedy elektronických značek ukládajících informace do vnitřní paměti. Telemetrie umožňuje rychlou, dlouhodobou možnost identifikace a zjištění pozice sledovaných zvířat, často i na velkou vzdálenost a přitom s vysokou časovou a prostorovou přesností (Lucas et Baras, 2000). První telemetrické studie z padesátých let (Trefethen, 1956) byly vzhledem k vysoké ceně vysílačů a jejich značné velikosti omezené na velké a z hospodářského hlediska důležité druhy. Rozvoj technických možností v posledních desetiletích umožnil nebývalý nárůst počtu telemetrických studií (Cooke et al., 2013) a obrovský pokrok ve vývoji nových specifických elektronických značek, které umožňují sledování širokého spektra živočichů suchozemských, létajících, mořských, sladkovodních a dokonce i podzemních (Zuri et Terkel, 1996). Zatímco i několikakilogramové satelitní značky umožňují dlouhodobé sledování kytovců či chobotnatců (např. Mate, 1997; Venkataraman et al., 2005) existují i miniaturní aktivní vysílače, s jejichž pomocí je možné sledovat dokonce i větší druhy hmyzu, kupříkladu brouky (Hedin et Ranius, 2002), vážky (Wikelski et al., 2006) či samotářské včely (Wikelski et al., 2010).

Loggery v základním provedení je třeba na konci sledování získat zpět (například zpětným odlovem sledovaného jedince) neboť data se ukládají uvnitř zařízení, naopak výhodou vysílačů a odpovídáčů je to, že informace vysílají a data jsou tedy zaznamenávány a ukládány „vně“ sledovaného individua bez nutnosti získat elektronickou značku zpět.

Odpovídáče („transponders“) vysílají svůj signál jako odpověď na signál přijímacího zařízení. Pasivní odpovídáče nemají vlastní zdroj energie (baterii). Příkladem jsou například elektronické značky typu Passive Integrated Tag (PIT) (Cooke et al., 2013). Výhodou PIT je extrémní životnost, která není závislá na omezené kapacitě vlastní baterie. U vysílače typu PIT dochází k vysílání signálu při dostatečném přiblížení (maximálně desítky cm) k detekčnímu zařízení, které dodá PIT vysílači energii pro vyslání signálu pomocí indukce. Z tohoto důvodu jsou využívány PIT pouze tam, kde je zajištěna dostatečná blízkost

sledovaných jedinců k detekčnímu zařízení, například v rybích přechodech (Aarestrup et al., 2003). Aktivních odpovídače, například systém Dutch NEDAP Trail, mají vlastní zdroj energie (baterie), což umožňuje větší sílu signálu a detekci sledovaných individuů na větší vzdálenost, řádově v jednotkách metrů.

Jakmile je potřebné detekovat pozici sledovaného zvířete na větší vzdálenost, je třeba použití aktivních vysílačů („transmitters“), které jsou vždy vybaveny vlastním zdrojem energie a vysílají bez ohledu na přítomnost či nepřítomnost detekčního zařízení. Pro sledování rybových obratlovců jsou využívány aktivní vysílače třech základních typů: satelitní vysílače, akustické vysílače a radiovysílače.

2.1.1 Satelitní telemetrie

Při satelitní telemetrii je detekován signál vysílačů pomocí družic systému Argos nebo Iridium. Pro samotnou lokalizaci sledovaných individuů tedy není třeba být v blízkosti sledovaného zvířete, informace o pozici sledovaných jedinců jsou zpracovávány v pozemních družicových centrech a dostupné např. pomocí internetu. Možnost detekce pozice sledovaného zvířete je ovšem omezena na dobu, kdy jsou družice nad sledovaným individuem, k čemuž dochází například v případě systému Argos na rovníku jen 6x za den, v oblastech blíže k pólům pak častěji - až 28x (Eckert et Stewart, 2001). Počet přeletů nad konkrétní oblastí je pevně dán specifickou stálou drahou letu družic. Metoda v základním provedení je použitelná pouze pro živočichy vyskytující se na nezacloněném prostoru. Vodní sloupec signál tlumí, proto metodu v základním provedení nelze přímo detekovat pozice zvířat zdržujících se ve vodním sloupci či u dna. Nevýhodou je značná velikost vysílačů vážících několik desítek gramů i velká nepřesnost určení pozice. U vodních živočichů je satelitní telemetrie využívána například u kytovců (Mate, 1998), tučňáků (Stokes et Boersma, 1999), mořských želv (Bentivegna, 2002) či ploutvonožců (Stewart et al., 1989), z rybových obratlovců například u některých druhů žraloků, kteří se často vyskytují těsně pod hladinou (Eckert et Stewart, 2001). U živočichům žijících ve vodním sloupci, například ryb, se používají satelitní vysílače typu Pop-up (Block et al., 1998; Wilson et al., 2005; Erickson et al., 2011). Značka Pop-up po externím přichycení na rybu dokáže díky světelným sensorům zaznamenávat východ a západ slunce a na základě toho určit přibližnou rovnoběžku i poledník kde se jedinec nachází. Tyto informace společně s dalšími daty ze

senzorů (detektor hloubky, aj.) v sobě ukládá. V předem naprogramovaný čas se značka ze sledovaného živočicha sama uvolní, vyplave na hladinu a odešle nasbíraná data přes družice.

2.1.2 Akustická telemetrie

Při akustické telemetrii vysílají vysílače zvukové pulzy (zpravidla 30-300 kHz), které jsou zachytávány pomocí směrového hydrofonu, případně pomocí systému stabilních bójí schopných detekce signálu (Lucas et Baras, 2000; Cooke et al., 2013). Zvuk se výborně šíří ve vodním prostředí a metoda je určena zejména pro práci ve sladkých vodách s vysokou konduktivitou, ve větších hloubkách či v marinním prostředí. Komplikací při využití akustických metod je rušení akustických signálů zvuky, které se přirozeně ve vodním prostředí vyskytují a také časté odrazy zvukových signálů (ozvěny) znesnadňující určení správného směru, odkud signál přichází. Při aktivním lokalizování je potřeba mít hydrofon ponořený ve vodě, což zpravidla vyžaduje použití plavidla a značně omezuje možnosti sledování ze břehu. Zajímavou alternativou k aktivnímu sledování pomocí směrového hydrofonu je systém všesměrových detekčních bójí (Hawkins, 1974; Heupel et al., 2006), které umí automaticky detekovat a zaznamenávat polohu sledovaného jedince ve 3D prostoru. Při členitosti dna či při výskytu většího množství vodní vegetace však dochází k ozvěnám či útlumu signálu v takové míře, že je mnohdy metoda nepoužitelná (Carol et al., 2007). Akustické vysílače jsou též energeticky náročnější, než vysílače radiotelemetrické (nižší výkon a kratší životnost) a veškeré vybavení je finančně náročnější, než při použití radiotelemetrie. Nejmenší akustické vysílače L-ATM-1,416 (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Kanada) dosahují hmotnosti 0,28 g. Akustická telemetrie je tudíž dobře využitelná i u velmi malých živočichů.

2.1.3 Radiotelemetrie

Třetím základním typem aktivních vysílačů jsou ty, které vysílají signály v radiovém spektru (zpravidla 30-170 MHz). Signál je zachycován pomocí směrové Yagi antény, případně složitějšími automatickými systémy (Lucas et Baras, 2000; Cooke et al., 2013). Výhodou metody je zpravidla menší rušení signálu, i to, že rádiové vlny prostupují rozhraní vzduch - voda a umožňují monitoring vodních živočichů ze břehu bez nutnosti mít přijímací zařízení ponořené pod vodu. Použitelné jsou pro sledování v různorodém prostředí, neumožňují však sledování živočichů zdržujících se ve vodním sloupci mořské vody a při použití ve sladkých vodách je rozhodující kombinace hloubky a konduktivity vody (Velle et al., 1979). Za

riskantní jsou považovány vodivosti nad $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ či hloubky nad 5m (Lucas et Baras, 2000). Vysílače pro radiotelemetrii jsou dvou typů. Prvním typem jsou „Beeper transmitters“. Vysílají jednoduché pulzy, každý vysílač na své specifické frekvenci a pro hledání jednotlivých individuí je nezbytné na přijímači přeladovat na konkrétní frekvence jednotlivých vysílaček. Druhým typem jsou „Coded transmitters“, kde jsou vysílače odlišeny specifickou sekvencí pulzů, kterou umí automaticky dekodovat speciální přijímač. Tato metoda umožňuje za pomoci jediného přijímače bez nutnosti přeladování frekvencí monitorovat signál všech sledovaných individuí. Radiotelemetrie je energeticky nejméně náročnou a zároveň i nejlevnější metodou z těch, které využívají aktivní vysílače. Je vhodná i pro sledování velmi drobných živočichů, neboť nejmenší aktivní radiovysílače se svou hmotností dostávají pod 0,2 g (Naef-Daenzer et al., 2005).

2.1.4 Senzory a programování vysílačů

Současné vysílače mohou být vybaveny rozličnými senzory, které mohou monitorovat prostředí v bezprostředním okolí živočicha případně jeho aktivitu či fyziologické procesy. Mezi běžně používanými senzory jsou například: teplotní senzor, detektor hloubky, pohybový senzor, detektor mortality či EMG senzor, s jehož pomocí lze zjistit energetickou spotřebu jedince (Cooke et al., 2004). Vysílač pak kromě své identifikace vysílá kódovaně i údaje ze senzorů. Daní za tyto přidané informace je nižší životnost vysílačů, mnohdy složitější implantace a samozřejmě též vyšší cena. Při volbě zda využít sensorové či klasické vysílače je tedy třeba vždy zvážit, nakolik jsou informace ze senzorů v konkrétním typu studie přínosné.

Důležitou volitelnou funkcí vysílačů, především při monitoringu malých individuí, je programovatelnost, kdy vysílač vysílá a kdy ne. Hmotnost vysílače je až z 80 % tvořena váhou baterií (Winter, 1996). Drobné vysílače nesou malé baterie s malou kapacitou, a tudíž u nejmenších vysílačů kapacita baterie stačí jen na několik dní provozu (Wikelski et al., 2010). Zvláště při použití malých vysílačů je tedy zapotřebí, aby funkční doba vysílače byla co nejefektivněji využita. Vysílače lze tedy zpravidla při výrobě nastavit tak, aby vysílaly pouze v ty dny a hodiny, kdy je plánován sběr dat. Při dlouhodobých sledováních je například možné vysílače nastavit tak, aby vysílaly signál jen jeden den v týdnu (např. Daněk et al., 2014).

2.1.5 Způsob přichycení vysílačů

V případě rybových obratlovců jsou používány tři základní způsoby přichycení vysílače: vnější přichycení na tělo (např. Greenstreet et Morgan, 1989; Wilson et al., 2005), vložení vysílače do trávicího traktu (např. Lucas et Johnstone, 1990; Jepsen et al., 2001) či chirurgická implantace (např. Carol et al., 2007; Slavík et al., 2007). Vnější přichycení je využíváno poměrně zřídka, neboť z pohledu nepříznivého ovlivnění sledovaného individua je nejrizikovější. Vysílač je daleko od těžiště ryby, což může nepříznivě ovlivňovat způsob plavání ryby, může docházet k mechanickému poškození tkání v místě jeho přichycení a při pohybu ryby v prostředí s překážkami k odtržení vysílače ze sledovaného jedince (Bridger et Booth, 2003). Metoda je tak využívána jen tehdy, kdy ostatní způsoby označení jedince nejsou možné (např. při satelitní telemetrii či u ryb s malou břišní dutinou, např. *Pleurinectiformes* (Bridger et Booth, 2003)). Vložení vysílače do trávicího traktu je využíváno při krátkodobých studiích. Výhodou je malé ovlivnění sledovaných jedinců bezprostředně po naznačení. Nevýhodou je však zpravidla krátkodobost takového naznačení, kdy například pstruzi duhový jsou schopni vysílače vložené do trávicího traktu vydávit až v 80 % případů během 14 denního sledovacího období (Mellas et Haynes, 1985). Pro provádění dlouhodobých studií je metoda nevhodná i proto, že může negativně ovlivnit příjem potravy sledovaným jedincem a tím v dlouhodobějším horizontu i jeho kondici (Armstrong et Rawlings, 1993). Nejčastěji používanou metodou značkování ryb pomocí elektronických značek je chirurgická implantace, jejíž výhodou je umístění vysílače blízko těžiště ryby (tedy zpravidla minimální ovlivnění plavání), nejmenší riziko odpoutání vysílače od sledovaného individua i neblokování trávicího traktu (Bridger et Booth, 2003).

2.1.6 Vliv vysílačů na sledované ryby

Nutným předpokladem k reprezentativnosti dat získaných pomocí telemetrie je, aby samotné značení jedince nezpůsobovalo výrazné abnormality v chování sledovaného jedince. Kromě způsobu přichycení vysílače na tělo živočicha hraje zásadní roli i objem a hmotnost vysílače ku váze těla sledovaného jedince. Obecně je přijímáno tzv. „2% pravidlo“, tedy že vysílač by neměl přesahovat 2 % hmotnosti sledovaného individua (Winter, 1996). Jelikož je však ovlivnění vysílačem silně druhově specifické (Jepsen et al., 2002), je vhodné vždy, pokud je to možné, ověřit vliv konkrétního typu vysílače na jedince konkrétního druhu v daném velikostním rozmezí. Brown et al. (1999) například použili vysílače o velikosti 6 – 12 %

hmotnosti u juvenilních pstruhů duhových (*Oncorhynchus mykiss*), přičemž schopnost plavání u takto označených jedinců nebyla nikterak ovlivněna.

2.1.7 Vypuzování vysílačů

Chirurgická implantace zajišťuje nejmenší riziko nechtěného odpoutání vysílače od sledované ryby, přesto k němu dochází. K odpoutání vysílačky samozřejmě může docházet v souvislosti s mortalitou individua, například při predaci. Tehdy stále funkční vysílač může nadále fungovat v těle predátora a poskytovat tak matoucí informace o chování původně naznačeného jedince (viz např. Řeháková-Petrů et al., 2012). Vysílač též může z naznačeného jedince vypadnout skrze špatně zahojenou ránu, především v období bezprostředně po implantaci. Existují však i mechanismy, jimiž se značení jedinci vysílačů (či jiných cizorodých předmětů) aktivně zbavují. Vysílače mohou být aktivně vypuzovány třemi způsoby: skrze místo voperování, skrze nedotčenou tělní stěnu a vypuzením skrze trávicí trakt (Bridger et Booth, 2003). Schopnost vysílače vypuzovat je druhově specifická, zatímco u některých druhů je vypuzování časté, u jiných pozorováno nebylo (Jepsen et al., 2002). Prozatím byla schopnost vypuzovat vysílače potvrzena u pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) (Christholm et Hubert, 1985; Ivasauskas et al., 2012), lososa obecného (*Salmo salar*) (Moore et al., 1990), sumečka velkého (*Ictalurus furcatus*) (Holbrook et al., 2012), sumečka tečkovaného (*Ictalurus punctatus*) (Summerfelt et Mosier, 1984; Marty et Summerfelt, 1986), keříčkovce egyptského (*Heterobranchus longifilis*) (Baras et Westerloppe, 1999), amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) (Schramm et Black, 1984) a slunečnice obecné (*Lepomis macrochirus*) (Knights et Lasee, 1996). Z dosavadních publikací je zřejmé, že zejména u zástupců čeledi *Salmonidae* a zástupců řádu *Siluriformes* je vhodné schopnost konkrétního druhu vypuzovat vysílače ověřit.

2.2 Sumec velký (*Silurus glanis* L.)

2.2.1 Základní informace o druhu

Sumec velký je příslušníkem řádu *Siluriformes*, čeledi *Siluridae*, přičemž tato čeleď je reprezentována v Evropě dvěma druhy – sumcem velkým (*Silurus glanis*) a sumcem Aristotelovým (*S. aristotelis*) (Kottelat et Freyhof, 2007). Sumec velký je třetí největší sladkovodní rybou světa a je největší ryze sladkovodní rybou evropského kontinentu (Stone, 2007). Jedná se o dlouhověký druh dožívající se v přírodě až 80 let a dorůstající běžně 80 kg

(Kottelat et Freyhof, 2007), na některých lokalitách i větší velikosti, udávané maximum je 500 cm a váha 306 kg (Berg, 1949). Sumec je dravým druhem schopným lovit různorodou potravu zahrnující bezobratlé, ryby, ale i teplokrevné obratlovce, například ondatry, či vodní ptáky (Copp et al., 2009). Zdá se, že je druhem poměrně oportunistickým (Stolyarov, 1985) a příležitostně dokáže využívat i atypické zdroje potravy, naskytne-li se vhodná příležitost. Ve Francii byly na řece Tarn zdokumentovány četné a mnohdy úspěšné pokusy sumců o lov holubů přilétajících se ke břehu řeky napít (Cucherousset et al., 2012). Na většině lokalit však převažují v potravě sumců ryby, zvláště pak druhy čeledi *Cyprinidae* (Copp et al., 2009). Sumec zpravidla loví ryby menších rozměrů, než by bylo očekávatelné u stejně velkých jiných predátorů, například štiky obecné (*Esox lucius*) či candáta obecného (*Sander luciopeca*) (Slavík et al, 2007).

Při lovu kořisti se silně uplatňují chuťové a čichové senzory, sluch a vnímání pohybu kořisti pomocí postranní čáry. Tyto smysly nahrazují u sumce poněkud redukovaný zrak a umožňují mu úspěšně lovit kořist v kalných vodách, či dokonce v absolutní tmě (Pohlmann et al., 2001).

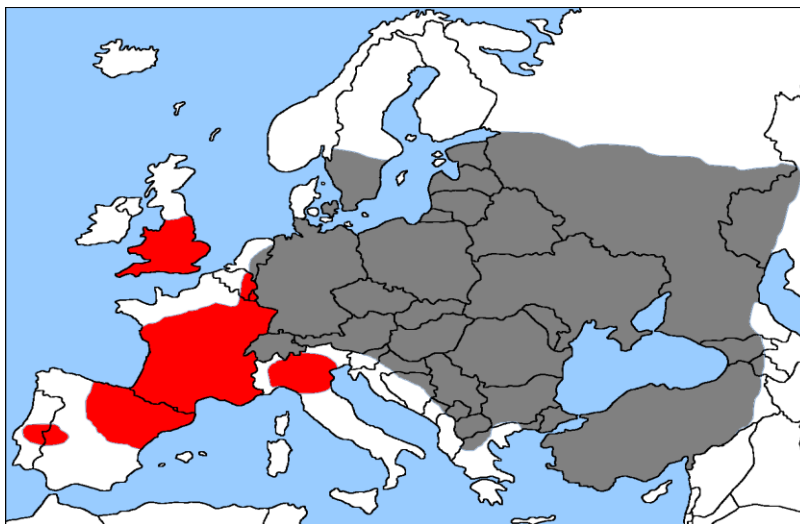
Sumec je teplomilný druh s fyziologickým optimem 25 -27 °C (Copp et al., 2009), co se týče kyslíkových podmínek, je poměrně nenáročný. Jako spodní limit bývá uváděna koncentrace kyslíku 3 – 3,5 mg.l⁻¹ (Mihálik, 1995), Massabuau et Forgue (1995) dokonce uvádí schopnost druhu přečkávat dlouhodobě koncentrace kyslíku 1,5 mg.l⁻¹.

Sumec velký je fytofilní druh vytírající své jikry v období dubna až června, samec vytřené jikry hlídá až do vykulení plůdku (Kottelat et Freyhof, 2007). Pohlavní dospělost nastává u sumce velkého ve stáří 2 – 3 roky, někdy i později. Alp et al. (2004) uvádí, že samci dospívají při délce 830 mm a váze 3,7 kg, samice při délce 860 mm a váze 4,4 kg. Orlova (1989) oproti tomu udává, že k dospělosti dochází už u ryb v rozmezí 57 – 66 cm a váze 1,3 – 2,3 kg a rovněž u dalších autorů lze najít informaci o dospívání i u menších jedinců, např. Kottelat et Freyhof (2007) uvádí dospívání u 1-2 kg ryb a Kouřil et al. (1981) udávají nejmenší zjištěnou hmotnost pohlavně zralé samice 2 kg. Obecně lze tedy předpokládat určitou variabilitu v hraniční délce a váze u dospívajících ryb, patrně i v souvislosti s rozdílnou rychlostí růstu na různých lokalitách. Jedince menší než 1 kg lze na základě známých údajů

považovat za juvenilní ryby, ryby nad 4,4 kg za dospělé. V ostatních případech může být zařazení juvenilní/dospělá ryba problematické.

2.2.2 Původní areál rozšíření a introdukce

Původní areál rozšíření sumce zahrnuje střední a východní část Evropy a západní Asii. Západní hranici přirozeného rozšíření tvoří řeka Rýn (Copp et al., 2009), ale druh byl introdukován do mnoha zemí západní a jižní Evropy, např. do Velké Británie, Itálie, Francie, Španělska, Portugalska, kde může představovat hrozbu pro místní ekosystémy a druhy (Carol, 2007; Copp et al., 2009; Bevacqua et al., 2011; Martino et al., 2011) (Obrázek 1). Ve Španělsku byla například z endemických druhů v potravě sumce silněji zastoupena parma Graelsova (*Luciobarbus graellsii*) (Carol, 2007), v místech introdukce je též zkoumán vliv sumce na úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) (Martino et al., 2011). Vliv introdukovaného sumce na původní druhy je však ještě třeba důkladněji prověřit (Copp et al., 2009). Naopak v severní Evropě (např. ve Švédsku), kde se sumec původně vyskytoval, je ohrožen klimatickými změnami i úbytkem vhodných habitatů (Nathanson, 1987, 1995). Dánské a finské populace jsou dokonce uváděny jako vyhynulé (Copp et al., 2009).



Obrázek 1: Rozšíření sumce velkého (*Silurus glanis* L.) v Evropě a Turecku. Původní areál vyznačen šedě, místa introdukce červeně. (Podle Kottelat et Freyhof, 2007 a Copp et al., 2009)

2.2.3 Ekologie a etologie druhu v přirozeném prostředí

Sumec bývá zpravidla považován za druh s noční aktivitou (Boujard, 1995; Carol et al., 2007) a plůdek vykazuje vždy negativní fototaxi (Copp et al., 2009). Studie Slavíka et al. (2007) však ukázala, že v průběhu zimy a jarního období mají sumci aktivitu převážně denní. Rovněž na

individuální úrovni může docházet k rozdílům, kdy část ryb vykazuje jiný typ chování, než je na dané lokalitě typické (Slavík et Horký, 2012). Dosavadní práce zabývající se sledováním sumců v přirozeném prostředí se však zabývají pouze rybami nad 0,8 kg a údaje o chování menších jedinců chybí. Obecně lze očekávat odlišné chování menších juvenilních ryb, které mohou preferovat noční aktivitu z důvodu nižšího predatorního tlaku (Fraser et al., 1993; Heggenes et al., 1993). Zároveň sumci při noční aktivitě poskytují výhodu jeho specifická kombinace vyvinutých smyslů (čich, hmat, sluch, vnímání hydrodynamických vjemů pomocí postranní čáry), které výborně nahrazují špatný zrak.

Sumec bývá považován za samotářský stanovištní druh vykazující teritoriální chování (Slavík et Horký, 2009). Jedinci mívají stálé odpočinkové místo („resting place“), kde se dlouhodobě zdržují, především během dne a odtud se vydávají za potravou, přičemž pohyb mívá charakter krátkodobých přesunů (paprsčité vůči poloze odpočinkového místa) následovaných delšími obdobími neaktivity (Carol et al., 2007). I přes uváděnou teritorialitu však byly pozorovány i případy shlukování sumců. Cucherousset et al. (2012) zaznamenal shlukování v souvislosti s lovem potravy. Boulêtreau et al. (2011) zaznamenali shluky až 44 dospělých jedinců (ryby ve velikostním rozmezí 120 - 210 cm) v řece Rhône. Důvod tohoto chování je však neznámý.

V průběhu roku dochází k sezónním změnám v chování sumce. Slavík et al. (2007) zaznamenali největší aktivitu sumců v letním období. V ostatních ročních obdobích byla aktivita poměrně nízká. Obecně bývá aktivita ryb, stejně jako u jiných poikilotermních organismů, pozitivně korelována s teplotou (Ultsch, 1989). Navíc sumec je vysloveně teplomilným druhem (Copp et al., 2009). Jelikož juvenilní ryby jsou obecně citlivější k environmentálním extrémům (Sogard, 1997), lze očekávat, že u nich negativní ovlivnění nízkými zimními teplotami bude ještě výraznější, než u dospělců.

Sumec velký obývá větší toky ale i stojaté vody, přehradní nádrže či aluviální tůně. Mělké teplé stojaté vody silně zarostlé submersní i emerzní vegetací jsou preferovaným habitatem (Copp et al., 2009). V různých prostředích se přitom může chování ryb lišit například v souvislosti s různou rychlostí proudění či průtoku (Slavík et al., 2007) či vlivem rozdílné turbidity (Utne-Palm, 2002). U mělkých eutrofických jezer a tůní též může docházet ke kyslíkovým deficitům, které mohou chování ryb ovlivnit, kupříkladu indukovat migrace

(Lucas et Baras, 2001; Bauer et Schlott, 2006). V souvislosti s možným odlišným chováním sumce v různých typech prostředí je tak obzvláště nápadná absence prací zaměřených na chování druhu v prostředí stojatých vod.

2.2.4 Použitelnost telemetrie při sledování sumce velkého v přirozeném prostředí

Satelitní telemetrie v současnosti dostupných variantách se nezdá být efektivně použitelná pro sledování ryb v uzavřených vnitrozemských vodách. Svými specifiky (například jen velmi přibližné určení polohy individua) je zatím vhodná spíše pro studium dlouhých migrací ryb, především v mořském prostředí a jen pro velké jedince schopné nést velký externě přichycený vysílač. Akustická telemetrie i radiotelemetrie s použitím implantovaných vysílačů jsou naopak pro telemetrii sumce dobře využitelné. Pokud to kombinace nepříliš velké hloubky a nižší vodivosti dovoluje, je nejideálnější použití radiotelemetrie, která je nejlevnějším přístupem a zároveň nejpohodlnější z hlediska používaného zaměřovacího zařízení a nízkého rušení signálu.

Radiotelemetrie pro sledování sumců byla využita ve studii Slavíka et al. (2007), která se zabývala denními a sezónními změnami chování dospělců a juvenilních ryb ve velikostním rozmezí 0,81 kg – 2,6 kg v řece Berounce. Práce Slavíka et Horkého (2009, 2012) v říčním prostředí pomocí radiovysílačů s EMG senzory sledovaly spotřebu energie při interakci dospělých ryb v rámci domovských okrsků a dualismus ve spotřebě energie v rámci 24h cyklu. Studie Slavíka et al. (2014) pak porovnávala spotřebu energie sumce v různých místech domovského okrsku a v souvislosti s velikostí domovského okrsku. Také v této práci bylo analyzováno chování dospělců v říčním prostředí.

Akustická telemetrie je využitelná v případě velké hloubky či příliš vysoké vodivosti vody na lokalitě. Byla využita v pracích Carola et al. (2007) a v práci Brevé et al. (2014), který akustickou telemetrii doplnil ještě použitím aktivních odpovídačů. Práce Brevé et al. (2014) se zabývala chováním a stanovištními preferencemi dospělých sumců v řece Meuse. Carol et al. (2007) sledoval aktivitu a stanovištní preference 5 dospělých sumců pomocí automatického systému třech detekčních bójí (fungujících jako všesměrový hydrofon). Přesto, že tato práce probíhala v přehradní nádrži, habitat měl podle samotného autora spíše říční charakter (mělká nádrž na řece s velkým průtokem).

3 Vědecké hypotézy a cíle práce

V současné době chybí informace o chování menších juvenilních sumců v přirozeném prostředí, chybí rovněž informace o chování druhu ve stojatých vodách. Lze přitom očekávat, že mladší juvenilní ryby budou mít odlišné chování, než ryby dospělé. Vhodnou metodou pro zjištění chování ryb v přirozeném prostředí jsou různé telemetrické metody, zejména radiotelemetrie, avšak před jejím použitím je třeba ověřit použitelnost vybraného přístupu na konkrétním typu lokality i vliv samotného značení telemetrickými vysílači na sledovaný druh, neboť samotné přichycení vysílače či jeho implantace, může ovlivnit chování sledovaných individuů.

Hypotéza 1: Použitím telemetrie nedochází k signifikantnímu ovlivnění sledovaného individua samotným procesem implantace vysílače (pro konkrétní velikost ryb, typ vysílačů a způsob implantace specifikovaných níže v metodice).

Hypotéza 2: Při telemetrii může u sumce velkého docházet k aktivnímu vypuzování vysílaček z těla.

Hypotéza 3: U juvenilních sumců nebude docházet k sezónnímu přechodu z noční na denní aktivitu (absence dualismu v denní aktivitě). Juvenilní sumci budou i v zimním a jarním období aktivnější v noci.

Hypotéza 4: Pohybová aktivita ryb, prostorový posun odpočinkového místa i velikost domovského okrsku jsou silně pozitivně korelovány s teplotou.

Hypotéza 5: Kyslíkový deficit indukuje u sumce velkého signifikantní zvýšení pohybové aktivity a migraci do kyslíkových refugií.

Hlavními cíli této disertační práce je tedy:

- 1) Ověření vlivu implantace vysílačů na sumce velkého.
- 2) Ověření schopnosti sumce velkého aktivně vypuzovat implantované vysílače.
- 3) Analýza chování juvenilního sumce velkého v prostředí aluviální tůně v průběhu 24h cyklu a v průběhu všech ročních období s použitím telemetrie.

4 Materiál a metody

4.1 Vliv implantace na sledované ryby – pokus v kontrolovaných podmínkách

V případě ověření vlivu telemetrie na sledované jedince je optimálním přístupem provedení pokusu v kontrolovaných podmínkách. Vzhledem k omezeným prostorovým možnostem na pracovišti a obtížné časové synchronizaci s dalšími výzkumnými aktivitami byla provedena spíše menší pilotní studie s menším množstvím individuů. Využita byla tři 240 l akvária v objektu Demonstračních a pokusných stájí ČZU. Pro zamýšlený způsob testování byly jako nejvhodnější vyhodnoceny ryby z intenzivního chovu v recirkulačních systémech, kde jsou jedinci zvyklí na obsádky o vysoké hustotě v prostorově stísněnějších podmínkách.

Pokusné ryby byly získány z intenzivního chovu v recirkulačním systému na oteplené vodě firmy Jaroslav Švarc (Velká Bystřice, ČR). Ryby velikosti (průměr \pm SD) $236,5 \pm 21,2$ g byly přivezeny do Demonstračních a pokusných stájí ČZU v únoru 2011. Od původně zamýšleného designu pokusu, který počítal se skupinkami 5 ryb držených v jednotlivých akváriích (3 akvária po 5 rybách, celkem 15 ryb, 10 ryb s chirurgicky implantovaným vysílačem, 5 ryb kontrola) muselo být upuštěno kvůli zaznamenané vzájemné agresivitě ryb. Přestože ryby byly v původním akvakulturním chovu drženy pohromadě ve vysokých obsádkách, po převozu a rozdělení do pokusných skupin došlo ke zpřetrhání hierarchických vazeb a nově vzniklé silně agonistické chování mezi jednotlivci bylo problémem, který mohl zkomplikovat interpretaci případných rozdílů mezi jednotlivými skupinami ryb.

Operativně tedy bylo přistoupeno k rozdělení jednotlivých akvárií pomocí plastových přepážek vždy na 4 oddíly (každý s plochou dna 62 x 20 cm), přičemž v každém oddílu byla vždy jen jedna ryba. Každý oddíl byl vybaven úkrytem v podobě neprůhledné plastové trubky. Do každého akvária byli umístěni 4 jedinci – vždy 2 označení vysílačem a 2 jedinci kontrolní bez implantace (Obrázek 2).

V nových podmínkách byly ryby měsíc aklimatizovány a přeučeny na krmení kousky hovězího srdce, které z hlediska snadné odstranitelnosti nespotřebovaného krmiva z akvárií bylo vhodnějším krmivem, než v akvakulturním chovu používané granulované krmivo.



Obrázek 2: Prostředí pokusu v kontrolovaných podmínkách: A) celkový pohled, B) detail. (Foto: Tomáš Daněk)

Dne 7. března 2011 byla u 6 ryb provedena implantace přesných maket vysílače MST-930 (4 g ve vzduchu, 9,5 x 26 mm). Makety byly dodány přímo výrobcem skutečných vysílačů MST-930 (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Kanada). Implantace byla provedena pod celkovou anestézií (0,2 ml.l⁻¹ 2-phenoxy-ethanol). Provedení implantací včetně medikace a použitého šicího materiálu je detailně popsáno v článcích Daňka et Kalouse (2013) a Kalouse et al. (2014) přiložených v druhé a třetí příloze.

Jelikož v přirozeném prostředí nesnadnost ulovení potravy limituje míru nasycení ryb, nebyly během experimentu ryby krmeny *ad libitum*, ale pouze 2x týdně dávkou rovnající se vždy 3 % jejich aktuální individuální tělesné váhy.

Sledování probíhalo po dobu 75 dní, ryby byly pravidelně váženy a zjišťována jejich specifická rychlost růstu (SGR) počítaná dle vzorce: $SGR (\%den^{-1}) = 100 [(Ln WF - LnWI) \Delta T^{-1}]$, ΔT = experimentální perioda (dny), WF = finální individuální tělesná váha, WI = počáteční individuální tělesná váha (Stejskal et al., 2009). Sledována byla případná mortalita, případné nápadné změny chování a vypuzování vysílaček.

Data byla testována pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) pomocí R statistical software (R Development Core Team, 2012). Podrobnosti statistické analýzy dat jsou uvedeny v článku ve druhé příloze.

4.2 Sledování juvenilního sumce velkého v přirozeném prostředí

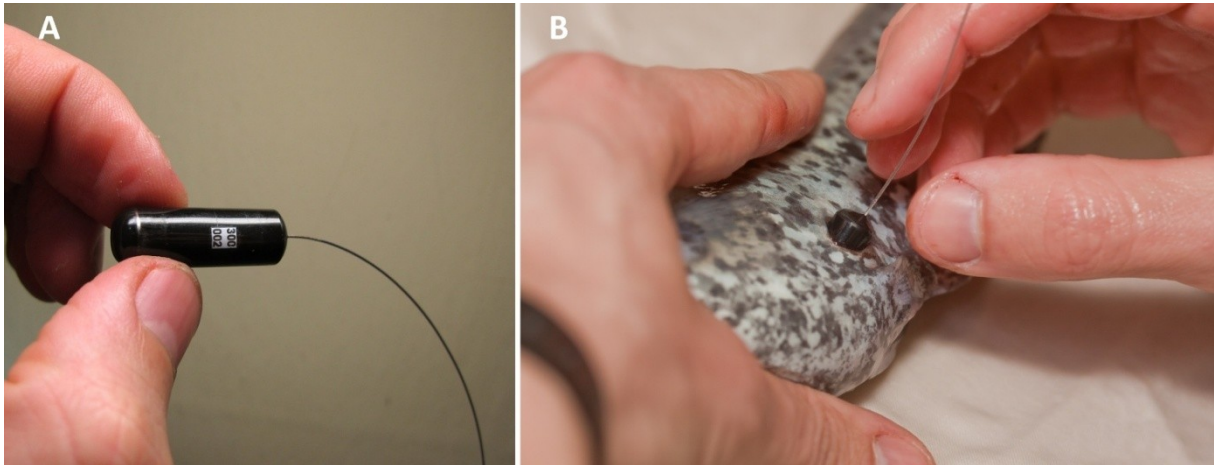
Samotnému provedení sledování za pomoci telemetrie předcházela důkladná analýza vhodných lokalit. Aby byla studie proveditelná, bylo potřeba najít lokalitu splňující následující kritéria:

- 1) stojatá voda, optimálně aluviální tůň s přítomností sledovaného druhu
- 2) v co nejpřírodnějším stavu, s co nejmenším ovlivněním člověkem
- 3) lokalita, která bude uzavřená (nepropojená s tokem) a kde tudíž nebude hrozit únik ryb a jejich dlouhá migrace mající za následek nemožnost monitorovat odlehlé jedince
- 4) lokalita optimální velikosti, dostatečně velká, aby zde byl požadovaný počet sledovaných individuí, ale přitom nepřiliš rozlehlá, aby bylo možné jí nejlépe v tříhodinových intervalech celou obsáhnout a lokalizovat vždy všechna sledovaná individua.
- 5) přednostně vodní plocha protáhlého tvaru s malou šíří cca do 40 m (umožňující snadné přiblížení ke sledovaným rybám na malou vzdálenost zaručující přesnost zaměření)
- 6) optimálně vodní plocha, kde kombinace hloubky a vodivosti umožní použití radiotelemetrie.

Jako nejlepší z prověřovaných lokalit byla vybrána Byšická tůň v k. ú. Lysá nad Labem. Přes vysokou vodivost (až $850 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) se experimentálně povedlo prokázat zaměřitelnost radiovysílačů umístěných na libovolném místě dna. Použitelnosti radiotelemetrie silně napomohla malá hloubka tůně, dosahující maximálně 2,3 m. Tůň je součástí přírodní rezervace Hrbáčkovy tůně, nepropojená s řekou, optimální velikosti i tvaru (přibližně 1 km dlouhá a 40 m široká).

Původně zamýšlený design pokusu počítal s cca dvouletým sledováním 24 juvenilních jedinců. Pro telemetrické sledování byla jako nejpříhodnější z finančního i praktického pohledu vyhodnocena metoda kódované radiotelemetrie s použitím chirurgicky implantovaných vysílaček bez přídatných senzorů. Bylo využito vysílaček MST-930 (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Kanada) o váze 4 g, rozměrech 9.5×26 mm a

vybavených 24 cm dlouhou externí drátovou anténou (Obrázek 3). U vysílaček bylo zvoleno programování 1dayON/6daysOFF, tedy 24h provozu následovaných vždy 6 dny v neaktivním stavu. Toto nastavení mělo dle výrobce zajistit životnost vysílaček cca 438 dní při dvouvteřinovém rozestupu jednotlivých pulzů (bez programování by byla životnost vysílačů pouze 117 dní).



Obrázek 3: A) Vysílač MST-930 (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Kanada) a B) jeho implantace. (Foto: Tomáš Daněk a Miloslav Petrtýl)

Prvních 19 jedinců bylo odloveno, označeno vysílači a vypuštěno v říjnu 2010. V průběhu sledování v únoru 2011 byla zjištěna závada na vysílačích, která ovlivnila další sledování. Vysílače až do února 2011 pracovaly v souladu s požadovaným programováním (1dayON/6daysOFF), bohužel chyba v programování (na straně výrobce vysílačů) způsobila od února 2011 asynchronní funkčnost jednotlivých vysílačů se zcela nepředvídatelnými ON/OFF periodami (viz Daněk et al., 2014). Výrobce poskytl v rámci uznané reklamace 24 náhradních funkčních vysílačů. Od července 2011 do dubna 2012 byly tedy odloveny a naznačeny na lokalitě další ryby, jimiž byly doplňovány stavy sledovaných jedinců na lokalitě. V součtu bylo provedeno 87 diurnálních (24 h) sledování pomocí telemetrie. Celkově bylo sledováno 45 jedinců ve váhovém rozmezí 203 až 1150 g (průměr 358.5 g, SD 216.5 g) o délce těla 285–552 mm (průměr 378 mm, SD 51.1 mm).

Výzkum probíhal na základě projektu pokusu (č. 6/2010) schváleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy (povolení č. 22103/2010-30). Práce na lokalitě, která je součástí přírodní rezervace Hrbáčkovy tůně a součástí soustavy chráněných území evropského významu NATURA 2000, byla povolena na základě rozhodnutí (č. SZ_114123/2010/KUSK-3) vydaného Krajským úřadem Středočeského kraje, Odborem životního prostředí a zemědělství.

Determinace pozice sledovaných jedinců v terénu byla prováděna pomocí tzv. „trackingu“ přímo v terénu s využitím triangulace, kdy probíhá zaměření azimutu nejsilnějšího signálu sledovaného jedince minimálně ze dvou zaměřovacích bodů tak, aby v optimálním případě azimuty zaměření svíraly úhel mezi 50 a 120° (Winter, 1996). Při triangulaci byl využíván přijímač SRX 400A/W5XS vybavený Yagi anténou F 140-3FB (Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ontario, Canada). Pozice všech sledovaných jedinců byla zjišťována každé 3 hodiny.

Pro přesnost determinace pozice sledovaného jedince při triangulaci hraje zásadní roli to, jak přesně je určena pozice bodů, z nichž je zaměřováno. K zjištění vlastní pozice bývá zpravidla používáno GPS zařízení a v případě studií na velkém území bez jasných orientačních bodů je to také víceméně jediná možnost. Nevýhodou tohoto přístupu je však nepřesnost určení vlastní pozice, která se u běžně dostupných GPS zařízení pohybuje okolo 3 – 5 m v otevřeném terénu a výrazně stoupá při zaclonění vegetací či při deštivém počasí. Tato nepřesnost v určení vlastní zaměřovací pozice se následně promítá do značně nepřesného určení pozice sledovaného individua. V případě, že sledování probíhá na menší uzavřené lokalitě, je tedy velkou výhodou použít stálých zaměřovacích bodů, u nichž je jejich pozice dopředu determinována. Pro vytvoření přesné sítě zaměřovacích bodů bylo využito:

- 1) podrobných ortofotomap s jasně viditelnými strukturami (jednotlivé keře, kameny, spadlé kmeny, rohy budov, atd.)
- 2) dlouhodobě průměrovaných GPS bodů, kde dochází k přesnosti určení pozice v řádech desítek cm
- 3) dvě výše zmíněné metody poskytly základní síť, která byla doplněna dalšími vmezeřenými zaměřovacími body, jejichž pozice byla determinována vzdáleností (měřeno pásmem) a azimutem (měřeno buzolou) od bodů základní sítě.

Soustava stálých zaměřovacích bodů byla vyznačena na keřích, stromech a dřevěných kůlech pomocí mechanického štítkovače Dymo Omega (Dymo Corporation, Sint-Niklaas, Belgie), štítky byly k pevnému podkladu přichyceny pomocí sponkovačky. Štítek vždy nesl číselné označení udávající vzdálenost konkrétního bodu od severozápadního cípu tůně (měřenou pásmem po břehové linii). Rozestup jednotlivých značek v terénu byl 2 – 4 m, čímž byla zajištěna determinace vlastní pozice při zaměřování s víceméně absolutní přesností.

Dalším podstatným aspektem ovlivňující přesnost zaměření, je vzdálenost od sledovaného zvířete. Vzhledem k tomu, že námi zvolená tůň měla šíři do 40 m a dobře přístupné oba dva břehy, z nichž bylo možno zaměřovat, vzdálenost sledovaných ryb byla zpravidla do 20 m a vzhledem k tomu, že juvenilní sumci preferovali především příbřežní partie (podemleté břehy, kořeny), bylo dokonce zpravidla možné sledované jedince zaměřovat ze vzdálenosti pouhých několika metrů. V našem konkrétním případě tak bylo možno určit pozici sledovaného individua zpravidla s lepší přesností než 1 m (Daněk et al., 2014). Charakter lokality je patrný z Obrázku 4.



Obrázek 4: Byšická tůň. A) Elektrolov juvenilních sumců velkých (*Silurus glanis* L.), B) radiotelemetrické sledování pomocí směrové Yagi antény. (Foto: Miloslav Petrtýl)

V průběhu sledování byly též zaznamenávány environmentální proměnné (teplota vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku, světelná intenzita, průhlednost vody). Způsob měření těchto proměnných je detailně popsán v příložených publikacích.

Pohybová aktivita „Movement“ byla určena jako změna pozice sledovaného jedince (m) za tříhodinový interval. Pro sledovaná individua byla vždy stanovena pozice odpočinkového místa „resting place“ (viz Daněk et al., 2014). Proměnná „Relocation“ pak udávala týdenní přesun těchto odpočinkových míst v rámci tůně a sloužila pro hodnocení stanovištní stálosti. Dále byl stanoven 24h domovský okrsek „Home range“ metodou MCP (Minimum Convex Polygon). Pro analýzu prostorových dat bylo využito programu Quantum GIS (ver. 1.6.0. “Copiapo”); azimuty byly v mapové vrstvě vynášeny za pomoci pluginu “Tarsius” (www.tarsiusproject.org/download).

Do analýzy vlivu kyslíkových deficitů na chování sumce byla zahrnuta data z období 2. listopadu 2010 – 1. února 2011. Do studie analyzující sezónní rozdíly v aktivitě v průběhu denního cyklu byla zahrnuta všechna data (2. listopadu 2010 – 20. listopadu 2012) s výjimkou dat z období výskytu kyslíkového deficitu (21. prosince – 28. prosince 2010).

Data byla analyzována pomocí lineárních smíšených modelů (LMM) s využitím SAS software package (SAS Institute Inc., version 9.2). Podrobnosti statistických analýz jsou detailně uvedeny ve studiích ve čtvrté a páté příloze.

5 Výsledky a diskuze

Disertační práce je složená ze 4 publikovaných prací a jednoho rukopisu připraveného k odeslání. Dvě publikované práce byly uveřejněny ve vědeckém časopise s impakt faktorem, ostatní práce v recenzovaných časopisech bez impakt faktoru.

První práce se zabývá zajímavým případem predace zaznamenaným v průběhu zahraniční praxe, která předcházela vlastnímu výzkumu. Použitím radiotelemetrie byla prokázána predace na nártounu filipínském (*Tarsius syrichta*) varanem skvrnitým (*Varanus salvator*). Je známo jen velmi málo přímých dokladů o predaci na tomto druhu v přirozeném prostředí (Neri-Arboleda et al., 2002) a informace je zajímavá i s ohledem na obvykle časové i prostorové oddělení nik, kdy varan je pozemním denním predátorem, zatímco nártouni jsou stromoví a aktivují v noci. Článek rovněž poukazuje i na určité obecné nebezpečí telemetrických metod - v případě že dojde k predaci na sledovaném druhu, může být i několik dní sledován pohyb predátora namísto původně naznačeného druhu a sledující osoba se to v mnoha případech nemusí vůbec dozvědět. V případě významných abnormalit v individuálním chování telemetrií sledovaného jedince je tedy vhodné, pokud je to možné, situaci prověřit, například dohledáním zvířete v terénu a vizuální kontrolou jedince. Podrobnosti jsou rozebrány v článku přiloženém v první příloze.

Druhá práce byla zaměřena na ověření vlivu implantace vysílače na sledované juvenilní sumce. K vyhodnocení vlivu značení na ryby bývá běžně používaná analýza růstu (Martin et al., 1995; Lacroix et al., 2004; Cooke et al., 2011) a rovněž v našem případě byla analýza růstu využita. Během naší studie nebyla zaznamenána žádná mortalita vysílačkou označených jedinců. Přestože v průměru byla specifická rychlost růstu (SGR) kontrolních neznačených ryb vyšší ($0.38 \pm 0.12 \text{ \% den}^{-1}$), než u ryb označených vysílačem ($0.26 \pm 0.11 \text{ \% den}^{-1}$), rozdíly nebyly signifikantní a trend růstu byl velmi podobný u kontrolní i označené skupiny juvenilních sumců. Při růstových studiích v kontrolovaných podmínkách bývají ryby často krmeny „*ad libitum*“ (Bogut et al., 2002; Linhart et al., 2002; Weimer et al., 2006; Hopko et al., 2010; Kaeming et al., 2011; Montoya et al., 2012). Takovéto podmínky však

v přírodě běžné nejsou a studie tak mohou být výsledky takových studií poznamenány artefaktem umělého prostředí, kde sledovaní jedinci nejsou nuceni aktivně potravu hledat a lovit (Cooke et al., 2011). V případě naší studie byly ryby krmeny omezenou krmnou dávkou, která lépe imituje stav v přírodě. I přes tyto tvrdší podmínky však nedocházelo k žádným mortalitám, ryby vykazovaly růst a byly implantací jen minimálně ovlivněny. Růstový trend se nelišil mezi naznačenými a kontrolními rybami. Náhlé změny v rychlosti růstu u označených ryb mohou být spojeny se změnami chování, případné významné změny by tedy indikovaly nebezpečí, že v případě použití telemetrie v terénním výzkumu nebudou data odrážet skutečnost, ale nepřírozený stav vyvolaný značením (Bégout Anras et al., 2003; Bridger et Booth, 2003). Přesto, že počet sledovaných ryb byl poměrně nízký, na základě výsledků lze předpokládat, že značením juvenilních sumců výše specifikovanými vysílačkami nedochází k žádnému většímu ovlivnění sledovaných jedinců. Zajímavým zjištěním byl krátkodobý pokles hmotnosti na začátku experimentu, který nastal jak u ryb značených, tak u kontrolní skupiny. Pokles hmotnosti byl dokonce překvapivě u kontrolní skupiny větší, než u značených ryb. Jelikož značené a neznačené ryby sdílely v akváriu stejnou vodu, předpokládáme, že pozorovaný úkaz mohl být způsoben feromony z poraněných ryb, které mohly vyvolat stresové reakce a související ztrátu váhy i u neznačených ryb (Pfeiffer, 1977; Stensmyr et Maderspacher, 2012). V průběhu experimentu došlo k vypuzení vysílače u jednoho individua, což je rozebráno v samostatné publikaci. Podrobnosti ohledně vlivu implantace na sledovaná individua jsou rozebrány v článku přiloženém v druhé příloze.

Třetí článek se zabývá zjištěnou schopností sumce aktivně vypudit vysílačku z těla ven. Vypuzení vysílače bylo pozorováno v rámci pokusu v akváriích v Demonstračních a pokusných stájích ČZU a došlo k němu u jednoho jedince 37. den po implantaci. Vysílač byl vypuzen skrz tělní stěnu, a sice na jiném místě, než kudy byl do těla voperován. Nejednalo se tedy o vypadnutí vysílače skrz špatně zhojenou ránu, ale o aktivní proces, kdy je vysílač obalen tkání tvořenou myofibroblasty a následně vypuzen (viz. Marty et Summerfeld, 1986). Schopnost druhů vypuzovat vysílače je druhově specifická, zatímco některé druhy vypuzují vysílače často, u jiných druhů zaznamenána nebyla (Jepsen et al., 2002). U ryb z řádu *Siluriformes* byla schopnost vypuzování vysílačů potvrzena zatím u suměčka velkého (*Ictalurus furcatus*), suměčka tečkovaného (*Ictalurus punctatus*) a keříčkovce egyptského

(*Heterobranchus longifilis*) (Summerfelt et Mosier, 1984; Marty et Summerfelt, 1986; Baras et Westerloppe 1999; Holbrook et al., 2012). Naše pozorování je pak prvním jasným dokladem, že i sumec velký se dokáže implantované vysílače aktivně vypudit ze svého těla.

Zjištěný poznatek je důležitý ze dvou důvodů – v první řadě – v průběhu dlouhodobých telemetrických studií, zvláště jsou-li prováděny na juvenilních exemplářích ryb, často dochází k situaci, kdy náhle ustane pohyb sledovaného individua, či je dokonce přímo nalezena samotná funkční vysílačka na dně (zpravidla po delším období nápadné neaktivity sledovaného zvířete). Pokud by druh nebyl schopen vypuzovat vysílačky, byl by takový případ poměrně jasným důkazem mortality sledovaného individua. Takto je však při interpretaci takové situace třeba uvažovat i možnost, že se jednalo o vypuzení vysílače a jedinec stále žije. Pokud tedy není nalezen kadáver sledovaného jedince, nemusí se jednat o mortalitu. Při delším období sledování je u druhů vypuzujících vysílačky potřeba také počítat s postupným úbytkem „funkčních“ ryb (funkčních z pohledu telemetrie). Je tedy vhodné začínat s patřičně vyšším počtem jedinců, než je pro zdárný průběh studie třeba. Rovněž je při telemetrii vhodné považovat za relevantní data pouze do posledního prokazatelného pohybu individua. Pokud je na konci sledování dlouhodobější období, kdy je jedinec neaktivní, může to být způsobeno právě situací, že vysílač se v tu dobu již nachází mimo značenou rybu. Podrobnosti jsou rozebrány v článku přiloženém v třetí příloze.

Ve čtvrtém článku je testován vliv kyslíkového deficitu na pohybovou aktivitu („movement“) a týdenní posun odpočinkového místa („relocation“) sumce. Prostředí mělkých zarostlých stojatých vod v mírném podnebném pásu bývá náchylné ke vzniku kyslíkových deficitů (Fast, 1994). Časté jsou kyslíkové deficity v zimním období, vznikající zpravidla kombinací brzkého zamrznutí vodní plochy a sněhové pokrývky, která zamezuje průchodu slunečního záření do vody. Vyšší množství tlející organické hmoty z podzimního opadu listů v kombinaci se zamezenou fotosyntézou a nemožností difuze plynu skrze zamrzlou vodní hladinu mohou mít za následek extrémní snížení množství ve vodě rozpuštěného kyslíku (Fast, 1994), a v závažných případech pak dochází i k hromadným úhynům vodních živočichů, především ryb. Tyto úhyny bývají označovány jako „winterkill“ (Ellis et Stefan, 1989; Danylchuk et Tonn, 2006). Na sledované lokalitě došlo ke kyslíkovému deficitu výše zmíněným mechanismem.

Tůň zamrzla již 30. listopadu 2010 a o týden později již byl led pokrytý silnou vrstvou sněhu. Následně došlo k poklesu množství rozpuštěného kyslíku, kdy 21. prosince 2010 byly zaznamenány koncentrace pouze okolo $1,3 \text{ mg.l}^{-1}$.

Kyslíkové deficity mohou kromě mortalit způsobovat i změny chování, např. zvýšení pohybové aktivity a migrace (Lucas et Baras, 2001; Bauer et Schlott, 2006). Sumec je teplomilným druhem a v zimním období je zpravidla aktivita malá (Slavík et al., 2007), v případě juvenilních jedinců téměř žádná (viz níže). V souladu s tím byly počátkem prosince v období předcházejícím kyslíkovým deficitu námi sledovaní jedinci neaktivní. Dne 21. prosince však byla zaznamenána extrémní aktivita ryb. Kromě samotného zvýšení pohybové aktivity a značných prostorových posunů odpočinkových míst jednotlivých individuí došlo i ke změně typu prostorového rozmístění jedinců. Zatímco před kyslíkovým deficitem bylo rozmístění ryb v rámci tůně náhodné, po kyslíkovém deficitu byly ryby nahloučeny ve dvou malých refugiích. Jedno z těchto míst bylo u drobného nezamrzlého přítoku okysličené vody, druhé refugium bylo na místě, kde zřejmě vlivem vývěru spodního pramene přirozeně nezamrzala vodní hladina a byla zde tak umožněna difuze kyslíku ze vzduchu.

Přestože v rámci ochranných opatření prováděných členy místní rybářské organizace byly na lokalitě prořezávány velké díry (cca $5 \times 10 \text{ m}$) do ledu, což je běžná praxe v rámci ochrany proti zimním kyslíkovým deficitům (Fast, 1994), ukazuje se, takováto opatření nemusí mít vždy žádaný efekt. Ani jedna ze sledovaných ryb se nezdržovala v blízkosti prosekávaných děr. Předpokládáme, že hlavním důvodem byla nízká frekvence prosekávání (cca 1x za 14 dní), kdy docházelo rychle k opětovnému zamrzání a tím pádem k výkyvům koncentrací kyslíku u děr. Všechny ryby se tak vyskytovaly v přirozených refugiích, kde byly kyslíkové poměry stabilnější a kde bylo kyslíku vždy nejvíce.

Copp et al. (2009) uvádí pro sumce jako limitní koncentraci kyslíku $3 - 3,5 \text{ mg.l}^{-1}$, naše pozorování však ukazuje, že i hodnoty okolo $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$ jsou pro sumce dlouhodobě snesitelné a nevyvolaly žádnou změnu chování. Teprve hodnoty v rozmezí $1,3 - 2,4 \text{ mg.l}^{-1}$ iniciovaly reakci ryb. Tato zjištění jsou v souladu se zjištěními Massabuau et Fogue (1995), kteří uvádí schopnost sumce snášet dlouhodobě nízké koncentrace kyslíku až po $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$, krátkodobě i hodnoty nižší. Také v našem případě sumci přežívali a vykazovali pohybovou aktivitu při koncentraci kyslíku $1,3 \text{ mg.l}^{-1}$.

Přesto, že týdenní přesuny („relocation“) ryb v průběhu kyslíkového deficitu neprobíhaly na příliš dlouhé vzdálenosti (vzhledem k velikosti lokality se jednalo maximálně o stovky metrů), zasahovaly tyto přesuny daleko za hranice původních domovských okrsků ryb a byly časově synchronizované. Tyto přesuny tak lze považovat za migrace, konkrétně migrace typu „refuge migration“ (Lucas et Baras, 2001). Z pohledu toho, že sumec velký je v mnoha zemích považován za invazivní druh, je tedy vhodné zdůraznit, že kyslíkové deficity mohou stimulovat sumce k migrování a kolonizaci nových míst. Podrobnosti jsou rozebrány v článku přiloženém v čtvrté příloze.

Poslední práce se zabývá sezónními rozdíly v aktivitě v průběhu denního cyklu u juvenilních sumců. Přestože u dospělých sumců dochází k dualismu v aktivitě, kdy v zimě a na jaře jsou sumci nejaktivnější ve dne (Slavík et al., 2007), u námi pozorovaných juvenilních ryb (průměrná váha 358,5 g) k tomuto dualismu nedocházelo a ryby měly výhradně noční a soumráchnou aktivitu, celoročně. U ryb, ostatně jako i u jiných obratlovců, má aktivita většinou pravidelný řád a zpravidla je primárně řízena střídáním dne a noci (Reebs, 2002). V rámci 24h cyklu mohou mít živočichové aktivitu denní, soumráchnou či noční (Thorpe, 1978) a typ aktivity je zpravidla charakteristický vždy pro konkrétní druh. Nicméně i v rámci druhu může existovat určitá variabilita v typu aktivity. Preference světla či tmy se mohou měnit v závislosti na věku a sociálním postavení jedinců, kdy menší jedinci záměrně využívají jinou denní dobu, aby se vyhnuly vnitrodruhové agresivitě ze strany dominantních jedinců (Alanärä et al., 2001; Brännäs, 2008). Ryby též mohou přizpůsobit svou aktivitu s ohledem na nebezpečí predace, například u lososovitých ryb byl v zimním období zaznamenán v důsledku predace posun z denní na noční aktivitu (Fraser et al., 1993; Heggenes et al., 1993). V neposlední řadě mohou aktivitu ovlivňovat i parametry prostředí – např. zákal vody (Utne-Palm, 2002) a v kontrolovaných podmínkách byl u sumce zjištěn vliv rozdílné dostupnosti potravy v průběhu 24h cyklu (Bolliet et al., 2001).

Předpokládáme, že juvenilní sumci preferovali noční aktivitu kvůli nebezpečí predace. Sumec má velmi vyvinutý čich, sluch, hmat i vnímání pomocí postranní čáry, což mu poskytuje výhodu při lovu v noci, kdy dokáže přesně sledovat a lovit kořist i v úplné tmě

(Pohlmann et al., 2001). Sumec má však velmi redukovaný zrak, který může být během dne z pohledu predace limitujícím faktorem. Značným predačním rizikem mohou být kupříkladu rybožraví ptáci, které nelze bez dobře vyvinutého zraku efektivně detekovat. Zatímco dospělí sumci jsou pro naprostou většinu potenciálních predátorů příliš velkou kořistí, predace například volavkou popelavou (*Ardea cinerea*) či kormoránem velkým (*Phalacrocorax carbo*) - oba dva druhy se na lokalitě hojně vyskytují - je pro juvenilní sumce okolo 350 g velmi reálná (Cook, 1978; Suter, 1997).

Přestože data o pozici dospělých sumců na lokalitě k dispozici nemáme, nepředpokládáme, že by dospělci měli vliv na aktivitu juvenilních ryb v rámci denního cyklu. Obecně lze předpokládat, že juvenilní ryby a dospělci využívají rozdílné prostředí (Mahon et Port, 1985; Harvey et Stewart, 1991) a dřívější studie Slavíka et al. (2007) v souladu s tímto prokázala, že juvenilní sumci a dospělci jsou v přírodním prostředí prostorově odděleni.

Přestože Slavík et al. (2007) pozoroval u větších sumců aktivitu i v zimním období (i když v omezené míře), juvenilní ryby v našem případě byly v zimním období zcela neaktivní. U studenokrevných živočichů, a tedy i u ryb, bývá aktivita zpravidla pozitivně korelována s teplotou, a tudíž v mírném pásu bývá v zimě obecně nízká (Ultsch, 1989). Navíc teplotní optimum pro metabolismus sumce je velmi vysoké, okolo 27 °C (Copp et al., 2009). Jelikož juvenilní jedinci jsou obecně citlivější k extrémním hodnotám environmentálních proměnných (Sogard, 1997), předpokládáme, že silně suboptimální teploty v zimním období tlumily aktivitu juvenilních jedinců ještě silněji, než jak tomu bývá u dospělých ryb. Data zároveň ukazují na silnou pozitivní korelaci mezi teplotou a velikostí týdenních přesunů („relocation“) i velikostí domovských okrsků, což je plně v souladu s výše zmíněnou teplomilností druhu.

Nebyl prokázán vliv míry průhlednosti vody ani vliv množství rozpuštěného kyslíku (v rozmezí 2,4 – 16,3 mg.l⁻¹). Obecně zákal vody může mít na aktivitu ryb vliv, neboť snižuje viditelnost, čímž znevýhodňuje denní predátory orientující se zrakem (De Robertis et al., 2003). Zejména v řekách, je vysoká turbidita spojena s vysokými průtoky (v souvislosti s erozí břehů a splachy zemědělské půdy). Za vysokých vodních stavů zejména v teplých obdobích roku může být bohatší potravní nabídka (splach bezobratlých) a u druhů, které se neorientují primárně zrakem, se tak může aktivita dočasně zvýšit (Tesh, 1977; Slavík et al., 2007). V

případě naší lokality však byly změny průhlednosti vody sezónního charakteru (vegetační zákal v teplých měsících roku) a tudíž nízká průhlednost vody nebyla nijak spojena s krátkodobě hojnější potravní nabídkou. Rovněž absence vlivu kyslíku ve výše uvedeném rozmezí není překvapivá. Sumec má krev s vysokým obsahem hemoglobinu 30 – 35 % (Copp et al., 2009), což umožňuje druhu tolerovat i nízké koncentrace kyslíku ve vodě. Krátkodobě dokáže sumec přežít i koncentrace v rozmezí 1 - 1,5 mg.l⁻¹ (Massabuau et Forgue, 1995). Teprve koncentrace rozpuštěného kyslíku v intervalu 1,3 - 2,4 mg.l⁻¹ vyvolávají u sumce změny chování spočívající v nárůstu pohybové aktivity a migracím spojeným s vyhledáváním refugií (Daněk et al., 2014). Podrobnosti jsou rozebrány v rukopise přiloženém v páté příloze.

6 Závěry a doporučení pro použití poznatků v praxi

- 1) Implantací telemetrických vysílačů nedochází k významnému ovlivnění sledovaných sumců (za podmínek specifikovaných v metodice). Data získaná v rámci terénního pozorování lze považovat za relevantní a jen minimálně ovlivněná samotnou implantací vysílačů.
- 2) Sumec velký se dokáže aktivně zbavovat implantovaných vysílačů, a sice jejich aktivním vypuzením za skrze stěnu tělní.
- 3) U juvenilních sumců na rozdíl od dospělců nedochází k dualismu ve využití dne a noci. Juvenilní sumci vykazují vždy noční aktivitu.
- 4) Pohybová aktivita, velikost domovského okrsku i intenzita týdenních přesunů je u sumce silně pozitivně korelována s teplotou.
- 5) Kyslíkové deficity způsobují dočasné náhlé zvýšení aktivity a migrace do refugií.

Práce potvrdila dobrou použitelnost radiovysílačů MST-930 pro sledování mladých juvenilních sumců (až po nejnižší hmotnost 200 g) v prostředí mělké aluviální tůně a přinesla nová cenná zjištění o jejich chování v přirozeném prostředí. Výsledky mimo jiné odhalily, že opatření prováděná rybářskými organizacemi za účelem ochrany rybí obsádky v dobách zimních kyslíkových deficitů (prořezávání děr v ledu) nemusí mít vždy pozitivní efekt, neboť zde jsou koncentrace kyslíku závislé na frekvenci prořezávání. Ryby mohou raději využívat přirozená refugia, například v podobě přítoků, kde nedochází k periodickým výkyvům koncentrací kyslíku.

Při kyslíkových deficitech dochází k migracím a shlukování ryb v refugíích. Prahová hodnota koncentrace kyslíku způsobující výše zmíněné změny chování je mezi 1,3 - 2,4 mg.l⁻¹. Výsledky naznačují možné riziko indukování migrací a kolonizace nových míst v souvislosti s kyslíkovými deficity, což je informace zajímavá například v souvislosti s invazivním chováním sumce v západní a jižní Evropě. Kyslíkové deficity mohou způsobit shromažďování původně rozptýlených sumců do prostorově velmi omezených refugií. Pokud jsou tato refugia zjištěna, mohou být využita například při cílené eliminaci druhu. Práce identifikovala rozdíly v chování juvenilních sumců oproti chování dospělců, přičemž důvody rozdílů lze spatřovat v odlišném riziku predace u jednotlivých velikostních skupin i ve větší choulostivosti juvenilních jedinců k extrémům prostředí. V rámci budoucího dalšího výzkumu se jako velmi vhodná se jeví analýza stanovištních preferencí juvenilních sumců v přírodním prostředí, neboť tyto aspekty chování zatím důkladně studovány nebyly. Data na tento typ studie jsou již nashromážděna a jejich následná analýza bude dalším krokem. Věříme, že námi získané poznatky pomohou k lepšímu pochopení chování druhu v přirozeném prostředí a umožní případně snazší regulaci druhu, ať už na místech, kde je ho potřeba eliminovat, nebo naopak kde je žádoucí výskyt sumce velkého podpořit.

7 Seznam použité literatury

Aarestrup, K., Lucas, M. C., Hansen, J. A. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*. 12(3). 160–168.

Alanärä, A., Burns, M. D., Metcalfe, N. B. 2001. Intraspecific resource partitioning in brown trout: the temporal distribution of foraging is determined by social rank. *Journal of Animal Ecology*. 70. 980–986.

Alp, A., Kara, C., Büyükçapar, H. M. 2004. Reproductive biology in a native European catfish, *Silurus glanis* L., 1758, population in Menzelet Reservoir. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*. 28(3). 613–622.

Alp, A., Kara, C., Üçkardeş, F., Carol, J., García-Berthou, E. 2010. Age and growth of the European catfish (*Silurus glanis*) in a Turkish Reservoir and comparison with introduced populations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 21. 283–294.

Armstrong, J. D., Rawlings C. E. 1993. The effect of intragastric transmitters on feeding behavior of Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr during autumn. *Journal of Fish Biology*. 43. 646–648.

Baras, E. 1991. A bibliography on underwater telemetry, 1956–1990. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1819. 1–55.

Baras, E., Westerloppe, L. 1999. Transintestinal expulsion of surgically implanted tags by African catfish *Heterobranchus longifilis* of variable size and age. *Transactions of the American Fisheries Society*. 128 (4). 737–746.

Bauer, C., Schlott, G. 2006. Reaction of common carp (*Cyprinus carpio*, L.) to oxygen deficiency in winter as an example for the suitability of radio telemetry for monitoring the reaction of fish to stress factors in pond aquaculture. *Aquaculture Research*. 37. 248–254.

Bégout Anras, M. L., Covès, D., Dutto, G., Laffargue, P., Lagardère, F. 2003. Tagging juvenile seabass and sole with telemetry transmitters: medium-term effects on growth. *ICES Journal of Marine Science*. 60. 1328–1334.

Bentivegna, F. 2002. Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Marine Biology*. 141. 795–800.

Berg, L. S. 1949. *Freshwater Fishes of the USSR and Adjacent Countries, Vol. 2*. Academy of Sciences of the USSR, Zoological Institute. St. Petersburg. p. 496.

Bevacqua, D., Andrello, M., Melia, P., Vincenzi, S., De Leo, G. A., Crivelli, A. J. 2011. Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*. 671. 259–265.

Block, B. A., Dewar, H., Farwell, C., Prince, E. D. 1998. A new satellite technology for tracking the movements of Atlantic bluefin tuna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 95. 9384–9389.

Bolliet, V., Aranda, A., Boujard T. 2001. Demand-feeding rhythm in rainbow trout and European catfish: synchronisation by photoperiod and food availability. *Physiology & Behavior*. 73. 625–633.

Brännäs, E. 2008. Temporal resource partitioning varies with individual competitive ability: a test with Arctic charr visiting a feeding site from a refuge. *Journal of Fish Biology*. 73. 1–12.

Brevé, N. W. P., Verspui, R., de Laak, G. A. J., Bendall, B., Breukelaar, A. W., Spierts, I. L. Y. 2014. Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology*. 30. 472–478.

Bridger, C. J., Booth, R. K. 2003. The effects of biotelemetry transmitter presence and attachment procedures on fish physiology and behavior. *Reviews in Fisheries Science*. 11. 13–34.

Bogut, I., Has-Schön, E., Čačić, M., Milaković, Z., Novoselić, D., Brkić, S. 2002. Linolenic acid supplementation in the diet of European catfish (*Silurus glanis*): effect on growth and fatty acid composition. *Journal of Applied Ichthyology*. 18. 1–6.

Boujard, T. 1995. Diel rhythms of feeding activity in the European catfish, *Silurus glanis*. *Physiology and Behaviour*. 4. 641–645.

Boulêtreau, S., Cucherousset, J., Villéger, S., Masson, R. Santoul F. 2011. Colossal Aggregations of Giant Alien Freshwater Fish as a Potential Biogeochemical Hotspot. *PLoS ONE*. 6. e25732.

Brown, R. S., Cooke, S. J., Anderson, W. G., McKinley, R. S. 1999. Evidence to challenge the “2% Rule” for biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management*. 19. 867–871.

Carol, J. 2007. Ecology of an Invasive Fish (*Silurus glanis*) in Catalan Reservoirs. PhD Thesis. Universitat de Girona. Girona. p. 120.

Carol, J., Benejam, L., Benito, J., García-Berthou, E. 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology*. 174. 317–328.

Carol, J., Zamora, L., García-Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*. 16. 450–456.

Chisholm, I. M., Hubert, W. A. 1985. Expulsion of dummy transmitters by rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*. 114. 766–767.

Cook, D. C. 1978. Foraging behaviour and food of grey herons on the Ythan Estuary. *Bird Study*. 54. 17–22.

Cooke, S. J., Hinch, S. G., Wikelski, M., Andrews, R. D., Kuchel, L. J., Wolcott, T. G., Butler, P. J. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 19(6). 334–343.

Cooke, S. J., Midwood, J. D., Thiem, J. D., Klimley, P., Lucas, M. C., Thorstad, E. B., Eiler, J., Holbrook, C., Ebner, B. C. 2013. Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future. *Animal Biotelemetry*. 1.(5).

Cooke, S. J., Woodley, C. M., Eppard, M. B., Brown, R. S., Nielsen, J. L. 2011. Advancing the surgical implantation of electronic tags in fish: a gap analysis and research agenda based on a review of trends in intracoelomic tagging effects studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 21. 127–151.

Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., Garcia-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E. Stakenas, S., 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*. 10. 252–282.

Cucherousset, J., Boulêtreau, S., Azémar, F., Compin, A., Guillaume, M. Santoul F., 2012. “Freshwater Killer Whales”: Beaching Behavior of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PLoS ONE*. 7. e50840.

Daněk, T., Kalous, L. 2013. Spy elimination: note on expulsion of telemetry transmitter from the body of juvenile European catfish (*Silurus glanis*). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*. 77. 5–8.

Daněk, T., Kalous, L., Petrtýl, M., Horký, P. 2014. Move or die: change of European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 414. 08.

Danylchuk, A. J., Tonn, W. M. 2006. Natural disturbance and life history: consequences of winterkill on fathead minnow in boreal lakes. *Journal of Fish Biology*. 68. 681–694.

De Robertis, A., Ryer, C. H., Veloza, A., Brodeur, R. D. 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60(12). 1517–1526.

Eckert, S. A., Stewart, B. S. 2001. Telemetry and satellite tracking of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the Sea of Cortez, Mexico and the north Pacific Ocean. *Environmental Biology of Fishes*. 60. 299–308.

Economidis, P. S., Dimitriou, E., Pagoni, R., Michaloudi, E., Natsis, L. 2000. Introduced and translocated fish species in the inland waters of Greece. *Fisheries Management and Ecology*. 7. 239–250.

Ellis, C. R., Stefan, H. G. 1989. Oxygen demand in ice covered lakes as it pertains to winter aeration. *The Journal of the American Water Resources Association*. 25. 1169–1176.

Erickson, D. L., Kahnle, A., Millard, M. J., Mora, E. A., Bryja, M., Higgs, A., Mohler, J., DuFour, M., Kennery, G., Sweka, J., Pikitch, E. K. 2011. Use of pop-up satellite archival tags to identify oceanic-migratory patterns for adult Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchell, 1815. *Journal of Applied Ichthyology*. 27. 356–365.

Fast, A. W. 1994. Winterkill prevention in lakes and ponds using artificial aeration. *Reviews in Fisheries Science*. 2. 23–77.

Fraser, N. H. C., Metcalfe, N. B., Thorpe, J. E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*. 252. 135–139.

Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2014. FishBase, version (06/2014) [online]. Dostupné z <www.fishbase.org>.

Greenstreet, S. P. R., Morgan, R. I. G. 1989. The effect of ultrasonic tags on the growth rates of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr of varying size just prior to smolting. *Journal of Fish Biology*. 35. 301–309.

Gudger, E. W. 1945. Is the giant catfish, *Silurus glanis*, a predator on man? *The Scientific Monthly*. 61. 451–454.

Harvey, B. C., Stewart, J. 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwaters. *Oecologia*. 87. 336–342.

Hawkins, A. D., MacLennan, D. N., Urquhart, G. G., Rob, C. 1974. Tracking cod *Gadus morhua* L. in a Scottish loch. *Journal of Fish Biology*. 6. 225–236.

Hedin, J., Ranius, T. 2002. Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita*, an inhabitant of tree hollows. *Computers and Electronics in Agriculture*. 35. 171–180.

Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindas, O. R., Dokk, J. G., Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology*. 62. 295–308.

Heupel, M. R., Semmens, J. M., Hobday, A. J. 2006. Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and deployment of listening station arrays. *Marine and Freshwater Research*. 57. 1–13.

Holbrook, S. C., Byars, W. D., Lamprecht, S. D., Leitner, J. K. 2012. Retention and physiological effects of surgically implanted telemetry transmitters in blue catfish. *North American Journal of Fisheries Management*. 32. 276–281.

Hopko, M., Zakęś, Z., Kowalska, A., Partyka, K. 2010. Impact of intraperitoneal and intramuscular PIT tags on survival, growth, and tag retention in juvenile pikeperch, *Sander lucioperca* (L.). *Archives of Polish Fisheries*. 18. 85–92.

Ivasauskas, T. J., Bettoli, P. W., Holt, T. 2012. Effects of suture material and ultrasonic transmitter size on survival, growth, wound healing, and tag expulsion in rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*. 141. 100–106.

Jepsen, N., Davis, L. E., Schreck, C. B., Siddens, B. 2001. The physiological response of chinook salmon smolts to two methods of radio-tagging. *Transactions of the American Fisheries Society*. 130. 495–500.

Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E. B., Baras E. 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia*. 483. 239–248.

Kaemingk, M. A., Weber, M. J., McKenna, P. R., Brown, M. L. 2011. Effect of passive integrated transponder tag implantation site on tag retention, growth, and survival of two sizes of juvenile bluegills and yellow perch. *North American Journal of Fisheries Management*. 31. 726–732.

Kalous, L., Daněk, T., Kopecký, O., Petrtýl, M. 2014. Impact of telemetry transmitter implantation on growth of juvenile european catfish. *Scientia Agriculturae Bohemica*. 45. 93-97.

Knights, B. C., Lasee, B. A. 1996. Effects of implanted transmitters on adult bluegills at two temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society*. 125. 440–449.

Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes* (Vol. 13). Publications Kottelat. Cornol. p. 646. ISBN-13: 9782839902984.

Kouřil, J., Hamáčková, J., Kepr, I. 1981. Umělý výtěr sumce. In: Kouřil, J. (Ed.). *Reprodukce, genetika a hybridizace ryb*. SZS Ichtologická sekce. Vodňany. s. 128-134.

Krieg, F., Triantafyllidis, A., Guyomard, R. 2000. Mitochondrial DNA variation in European populations of *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology*. 56. 713–724.

Lacroix, G. L., Knox, D., McCurdy, P. 2004. Effects of implanted dummy acoustic transmitters on juvenile Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 133. 211–220.

Linhart, O., Štěch, L., Švarc, J., Rodina, M., Audebert, J. P., Grecu, J. Billard, R. 2002. The culture of the European catfish, *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France. *Aquatic Living Resources*. 15. 139–144.

Lucas, M. C., Baras, E. 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries*. 1. 283–316.

Lucas, C. M., Baras, E. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science. Oxford. p. 440. ISBN: 978-0-632-05754-2.

Lucas, M. C., Johnstone, A. D. F. 1990. Observations on the retention of intragastric transmitters, and their effects on food consumption, in cod, *Gadus morhua* L.. *Journal of Fish Biology*. 37. 647–649.

Mahon, R., Port, C. B. 1985. Local size related segregation of fishes in streams. *Archiv für Hydrobiologie*. 103. 267–271.

Martin, S. W., Long, J. A., Pearsons, T. N. 1995. Comparison of survival, gonad development, and growth between rainbow trout with and without surgically implanted dummy radio transmitters. *North American Journal of Fisheries Management*. 15. 494–498.

Martino, A., Sylväranta, J., Crivelli, A., Cereghino, R., Santoul, F., 2011. Is European catfish a threat to eels in southern France? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 21. 276–281.

Marty, G. D., Summerfelt, R. C. 1986. Pathways and mechanisms for expulsion of surgically implanted dummy transmitters from channel catfish. *Transactions of the American Fisheries Society*. 115. 577–589.

Massabuau, J. C., Forgue, J., 1995. Les capacités d'adaptation du silure glane en hypoxie: un cas exemplaire d'homéostasie du milieu intérieur (How sheatfish, *Silurus glanis*, maintains oxygen supply in hypoxia: a key example of oxygen homeostasis). *Aquatic Living Resources*. 8. 423–430.

Mate, B. R., Gisiner, R., Mobley J. 1998. Local and migratory movements of Hawaiian humpback whales tracked by satellite telemetry. *Canadian Journal of Zoology*. 76. 863–868.

Mate, B. R., Nieukirk, S. L., Kraus, S. D. 1997. Satellite-monitored movements of the northern right whale. *The Journal of Wildlife Management*. 61 (4). 1393-1405.

Mellas, E. J., Haynes, J. M. 1985. Swimming performance and behavior of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and white perch (*Morone americana*): Effects of attaching telemetry transmitters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42. 488–493.

Mihálik, J. (1995) *Der Wels*. Die Neue Brehm-Bucherei, 2nd edn. Westarp Wissenschaften. Magdeburg. p. 71. ISBN-10: 3894326557.

Montoya, A., López-Olmeda, J. F., Lopez-Capel, A., Sánchez-Vázquez, F. J., Pérez-Ruzafa, A. 2012. Impact of a telemetry-transmitter implant on daily behavioral rhythms and physiological stress indicators in gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Marine Environmental Research*. 79. 48–54.

Moore, A., Russell, I. C., Potter, E. C. E. 1990. The effects of intraperitoneally implanted dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*. 37. 713–721.

Naef-Daenzer, D. F., Stalder, M., Wetli, P., Weise, E. 2005. Miniaturization (0.2 g) and evaluation of attachment techniques of telemetry transmitters. *Journal of Experimental Biology*. 208. 4063–4068.

Nathanson, J. E. 1987. Distribution of the Sheatfish (*Silurus glanis*) in Sweden. Institute of Freshwater Research. Drottningholm. p. 70.

Nathanson, J.E. 1995. The spawning areas and the habitats of the sheatfish (*Silurus glanis*) in Sweden. Part 1. Institute of Freshwater Research. Drottningholm. p. 41.

Neri-Arboleda, I., Stott, P., Arboleda, N. P. 2002. Home ranges, spatial movements and habitat associations of the Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*) in Corella, Bohol. *Journal of Zoology*. 257. 387–402.

Orlova, E. L. 1989. Peculiarities of growth and maturation of the catfish, *Silurus glanis*, in the Volga Delta under regulated flow conditions. *Journal of Ichthyology*. 28. 35–45.

Pfeiffer, W. 1977. The distribution of fright reaction and alarm substance cells in fishes. *Copeia*. 1977. 653–665.

Pohlmann, K., Grasso, F. W., Breithaupt, T. 2001. Tracking wakes: the nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 98. 7371–7374.

Priede, I. G., Swift, S. M. (eds.) 1992. *Wildlife telemetry: Remote Monitoring and Tracking of Animals*. EllisHorwood. Chichester. p. 500. ISBN-13: 978-0139579943

Reebs, G. S. 2002. Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 12. 349–371.

Ropert-Coudert, Y., Wilson, R. P. 2005. Trends and perspectives in animal-attached remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 3(8). 437–444.

Řeháková-Petrů, M., Peške, L., Daněk, T. 2012. Predation on a wild Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*). *Acta Ethologica*. 15. 217–220.

Schramm, Jr. H. L., Black, D. J. 1984. Anesthesia and surgical procedures for implanting radio transmitters into grass carp. *The Progressive Fish-Culturist*. 46. 185–190.

Slavík, O., Horký, P. 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecology of Freshwater Fish*. 18. 501–506.

Slavík, O., Horký, P. 2012. Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology*. 81. 2223–2234.

Slavík, O., Horký, P., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák T. 2007. Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology*. 71. 101–114.

Slavík, O., Horký, P., Závorka, L. 2014. Energy Costs of Catfish Space Use as Determined by Biotelemetry. *PLOS ONE*. 9(6). e98997.

Sogard, S. M. 1997. Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of Marine Science*. 60(3). 1129–1157.

Stejskal, V., Kouřil, J., Musil, J., Hamáčková, J., Polícar, T. 2009. Growth pattern of all-female perch (*Perca fluviatilis* L.) juveniles – is monosex perch culture beneficial? *Journal of Applied Ichthyology*. 25. 432–437.

Stensmyr, M. C., Maderspacher, F. 2012. Pheromones: fish fear factor. *Current Biology*. 22. R183–R186.

Stewart, B. S., Leatherwood, S., Yochem, P. K., Heide- Jørgensen, M. P. 1989. Harbor seal tracking and telemetry by satellite. *Marine Mammal Science*. 5. 361–375.

Stokes, D. L., Boersma, P. D. 1999. Where breeding Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* forage: satellite telemetry results and their implications for conservation. *Marine Ornithology*. 27. 59–65.

Stolyarov, I. A. 1985 Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pike-perch, *Stizostedion lucioperca* in Kizlyarsk Bay, northern Caspian Sea. *Journal of Ichthyology*. 25. 140–145.

Stone, R., 2007: The last of the leviathans. *Science*. 316. 1684–1688.

Summerfelt, R. C., Mosier, D. 1984. Transintestinal expulsion of surgically implanted dummy transmitters by channel catfish. *Transactions of the American Fisheries Society*. 113. 760–766.

Suter, W. 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. *Ardea*. 85. 135–138.

Tesch, F. W. 1977. *The Eel – Biology and Management of Anguillid Eels*. Chapman & Hall. London. p. 434. ISBN: 0470991992

Thorpe, J. E. 1978. *Rhythmic Activity of Fishes*. Academic Press. London. p. 312. ISBN-13: 978-0126906509.

Trefethen, P. S. 1956. Sonic equipment for tracking individual fish. *Special Scientific Report of the U.S. Fish and Wildlife Service*. 179. 1-11.

Ultsch, G. R. 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among freshwater fishes, turtles and snakes. *Biological Reviews*. 64. 435–516.

Utne-Palm, A. C. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. 35. 111–28.

Velle, J. J., Weeks, L. R., Long, F. 1979. An investigation of the loss mechanism encountered in propagation from a submerged fish telemetry transmitter. In: *Proceedings of the 2nd International Conference of Wildlife Biotelemetry*. Laramie, Wyoming. p. 228-237.

Venkataraman, A. B., Saandeeep, R., Baskaran, N., Roy, M., Madhivanan, A., Sukumar, R. 2005. Using satellite telemetry to mitigate elephant-human conflict: An experiment in northern West Bengal, India. *Current Science*. 88(11). 1827-1831.

Weimer, E. J., Duehr, J. P., Brown, M. L. 2006. Comparison of two external transmitter types on two sizes of bluegills and yellow perch. *North American Journal of Fisheries Management*. 26. 670–675.

Wikelski, M., Moskowicz, D., Adelman, J. S., Cochran, J., Wilcove, D. S., May, M. L. 2006. Simple rules guide dragonfly migration. *Biology Letters*. 2(3). 325-329.

Wikelski, M., Moxley, J., Eaton-Mordas, A., López-Urbe, M. M., Holland, R., Moskowicz, D., Roubik, D. W., Kays, R. 2010. Large-Range Movements of Neotropical Orchid Bees Observed via Radio Telemetry. *PLoS ONE* 5(5): e10738.

Wilson, S. G., Lutcavage, M. E., Brill, R. W., Genovese, M. P., Cooper, A. B., Everly, A. W. 2005. Movements of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the northwestern Atlantic Ocean recorded by pop-up satellite archival tags. *Marine Biology*. 146. 409–423.

Winter, J. D. 1996. Advances in underwater biotelemetry. In: Murphy B. R., Willis D. W. (eds.), *Fisheries Techniques*, 2nd Edition. American Fisheries Society. Bethesda. p. 555–590. ISBN-13: 978-1888569001

Zuri, I., Terkel, J. 1996. Locomotor patterns, territory, and tunnel utilization in the mole-rat *Spalax ehrenbergi*. *Journal of Zoology*. 240(1). 123-140.

8 Přílohy

8.1 Příloha 1

Řeháková-Petrů, M., Peške, L., Daněk, T. 2012. Predation on a wild Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*). *Acta Ethologica*. 15. 217–220.

acta ethol (2012) 15:217–220
DOI 10.1007/s10211-011-0096-7

SHORT COMMUNICATION

Predation on a wild Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*)

Milada Řeháková-Petrů · Lubomír Peške ·
Tomáš Daněk

Received: 6 September 2010 / Revised: 22 March 2011 / Accepted: 4 April 2011 / Published online: 1 April 2012
© Springer-Verlag and ISPA 2012

Abstract Little is known about predation on the Philippine tarsier. Only one other case of predation, probably by a cat, has previously been reported. In our study, we present two events of predation, one on a female tarsier by a water monitor lizard, another on an infant tarsier by an unknown predator. We also describe the behaviour of the tarsier mother after losing her infant. Our observations extend current knowledge about predation pressure on the Philippine tarsier.

Keywords *Tarsius* · Tarsier · Predation · Monitor lizard · *Varanus* · Maternal behaviour

Introduction

The Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*) belongs to a little studied primate species; in particular its behaviour, ecology

and population status remain insufficiently described. Several studies focused on the behavioural ecology of tarsiers and predation experiments were done by Gursky (2002a, b, 2003a, b, 2005a, b). Predation events were recorded predominantly in the spectral tarsier (*Tarsius spectrum*) in Sulawesi. To date, on record, there has been one predation event by a python (Gursky 2002b), one confirmed and one probable event of avian predation (Gursky 1998, 2005b). Also, Gursky (2002a, b, 2005b) has noted numerous instances of alarm calling and mobbing in the presence of civets, snakes, birds of prey and monitor lizards.

Little is known about predation on the Philippine tarsier but it would be reasonable to assume that similar predators can be predicted for the Philippine tarsier. Jachowski and Pizzaras (2005) include feral cats among their predators. Also Neri-Arboleda et al. (2002) recorded one animal probably preyed by a cat. No other events of predation were recorded. In this report, we present two instances of predation that were experienced during several months of radio-telemetry study of the Philippine tarsiers.

Methods

The observation of the Philippine tarsier (*T. syrichta fraterculus*) was conducted in Bohol Island, Philippines. It is a landscape built of karst, narrow ravines and steep stony slopes with numerous cracked rocks covered by secondary forest. From March to July 2009, we conducted radio-telemetry in The Philippine Tarsier Sanctuary in Corella, Bohol (9°41' N, 123°57' E) (elevation 100–200 m) where four adult animals were fitted with radio collars and tracked. One infant was born to a radio-collared mother and was observed. From February 2010 to December 2010,

M. Řeháková-Petrů (✉)
Decin Zoo, Pastýřská stěna,
Žižkova 15,
405 02 Děčín, Czech Republic
e-mail: tarsiusproject@gmail.com

M. Řeháková-Petrů
Department of Zoology, Faculty of Science,
Charles University in Prague,
Viničná 7,
128 44 Praha, Czech Republic

L. Peške
Slezská 43,
130 00 Prague 3, Czech Republic

T. Daněk
Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiolgy,
Food and Natural Resources,
Czech University of Life Sciences Prague,
165 21 Praha 6-Suchbát, Czech Republic

ten adult tarsiers were radio-tracked in Forest Academic Research Area, Bilar, Bohol (9°44' N, 124°06' E) (elevation 220–380 m). The tarsiers were radio-collared with 3.5–5.5 g transmitters and monitored at night using Icom R20 radio receiver and three-element Yagi antennas.

Results

During our study at the Bilar locality, one case of predation with a known predator was recorded. The first tarsier was caught and radio-collared in this locality on 7th February 2010. It was a female (95 g). We tracked her most nights from dusk to dawn and located her during the day at her two sleeping sites. On 20th February, she was at one of these sites during the early morning (06:00), but during the afternoon location check, we detected the signal 100 m farther up a hill in a rocky area within her home range, which had not previously been recorded as a rest site. This appeared to be the first occurrence of a larger translocation during daylight; however, the low strength signal then disappeared. We received a very weak signal around 22:00 and it was not detected again during the following days and nights. The whole area, including the known home range and its surroundings, had been carefully surveyed so this irregular data indicated an extraordinary occurrence. The signal was detected again on the morning of the 23rd February in the home range area of the studied female, in a roughly similar proximity from where it had last been monitored. At midday, we investigated the steep slope and found the signal coming from a fissure in a cracked rock. This could indicate predation by a reptile (we found a small piece of reptile skin) or carnivorous mammal. It may also indicate natural behaviour as the tarsiers use small caves, holes, fissures or even burrows to hide, especially when they are scared (repeated personal observation). We decided to monitor the signal the following evening but we were unable to find it again. The cracked rock was without a signal at this time and we found reptile faeces there. The signal was once again detected the following night around 21:00. We located the signal far from the known home range of this animal (about 500 m from centre of the home range area). Later in the night, a signal led us to a larger rock wall where, in a small cave, the tail of a reptile was spotted. A water monitor lizard (*Varanus salvator*) of total body and tail length of 1 m was captured and we were able to confirm that the signal was coming from its interior. We took it home and gave it edible oil to speed up the collar release. On the morning of the 26th February, the still active radio collar was vomited along with the remains of tarsier hair. The lizard was released on the same day.

The other reported case of predation was recorded at the Corella locality on 4th June 2009. A tarsier baby was born

to a radio-collared female on 30th April 2009 which we continued to observe for several nights. We observed the mother and the baby for the whole night on 3–4th June until 06:00 when they settled down on their sleeping site less than 0.5 m above ground. Before the next night's activity, at 17:15, the mother was found resting in the same place but was alone. When she awoke, she started to look around and call the baby with loud calls and chirping, calls that had been used previously in communication with the offspring (Řeháková-Petrů et al. in prep.). She continued this behaviour throughout the whole night and spent most of the time in close proximity to the sleeping site. A similar scenario continued for the next two nights until the female became calm. No signs of a specific predator were detected.

Discussion

Predation pressure is an important factor influencing behavioural ecology of a species. Primates can offset predation risk in numerous ways, including modifying group size with crypsis being an anti-predation strategy. Cryptic small group strategy is expected to predominate in nocturnal species and is predicted for solitary individuals (van Schaik 1983; Terborgh and Janson 1986; Clutton-Brock and Harvey 1977; Stanford 2002).

A rather more obvious and striking specialization of some small nocturnal primates than crypsis is their proclivity for leaping. Crompton and Sellers (2007) suggested that rather than crypsis, leaping is actually the primary predator avoidance device in prosimian primates classed as solitary foragers.

Tarsiers are vigilant, quick moving during nights, and are very specialized leapers (Crompton and Sellers 2007). They are probably more vulnerable during daylight. They usually sleep 1–2 m above ground, but we also observed that they can sleep in vegetation directly on the ground, especially during hot days.

Tarsiers occupy a specific biotope. Being under predation pressure from two directions (terrestrial predators like cats, lizards, snakes from ground and larger owls and birds of prey from the air) they are predominantly forced to hide in lower vegetation layers in secondary forests of Bohol. Species that were identified in Bohol as potential predators on the ground include the water monitor (*V. salvator*), various snake species [e.g. reticulated python (*Python reticulatus*), Philippine cobra (*Naja philippinensis*), red-tailed green ratsnake (*Gonyosoma oxycephala*), Philippine pitviper (*Trimeresurus flavomaculatus*)], cat (*Felis catus*), Philippine palm civet (*Paradoxurus hermaphroditus philippinensis*) and from the air it could be mainly all *Accipiter* species [besra (*Accipiter virgatus*), Chinese goshawk (*Accipiter solensis*), crested goshawk (*Accipiter trivirga-*

tus]) and grey-faced buzzard (*Butastur indicus*) as well as probably Philippine hawk-owl (*Ninox philippensis*) at night. The role of the ubiquitous and in canopy permanently very active coucals [lesser coucal (*Centropus bengalensis*) and black-faced coucal (*Centropus melanops*)] is not clear. They can, at the very least, disturb adult tarsiers and also directly threaten young animals (but preliminary experiments recording dummy tarsiers were negative—in a total 30 h of exposure). We have no data about predator abundance in either of the localities we monitored.

To date, only three cases of predation were detected in spectral tarsier (python and bird) (Gursky 1998, 2002b, 2005b) and only one event in the Philippine tarsier (authors suggest cat as predator) (Neri-Arboleda et al. 2002). No predation event caused by a monitor lizard has previously been recorded. However, Gursky (2005b) has noted an alarm calling and mobbing in the presence of monitor lizards. Water monitors (*V. salvator*) are carnivorous lizards who feed on a variety of live prey. We assume that the tarsier female was captured and killed by the lizard during the daytime when she was sleeping low in a shrub. A lizard's translocations, and especially movements into deep caves when digesting can explain the intermittent disappearance of the signal. Lizards of a given size (1 m including tail) can readily climb trees, and given that the average position of sleeping sites of the Philippine tarsier is less than 2 m (personal observation; Dagosto et al. 2001; Jachowski and Pizzaras 2005), the tarsier can be suitable prey for them.

In the case of the predator's attack on the 1-month-old tarsier baby, we have not detected the predator or any signs that may help us to identify it. As the mother and baby were observed while going to sleep at their sleeping sites but they were not found in the evening, we know that it disappeared during the day when tarsiers sleep and do not move much, and due to the fact that the place was carefully searched by observers and the tarsier's mother itself, we can conclude that it is not a case of natural infant mortality (i.e. an infant falling) but rather a case of predation.

Unfortunately, since we did not observe the predator's attack, we cannot report any behaviour of the tarsiers in any of these cases. We are only able to report the behaviour of the mother who lost its infant. The mother was found in exactly the same place as left in the morning. We can only assume that either she did not notice the predator attack while she was sleeping, which is improbable as we would expect at least an alarm call to be given by the baby, as reported from the spectral tarsier in presence of predator model (Gursky 2003b), or she remained in the same place to try to look for the baby as she did following night and morning as well.

Van Schaik and van Hooff (1983) suggested that some primates may be solitary because there is no predation

pressure on them, and a solitary social organization is the optimal response to other selection pressures, such as intense feeding competition. Several studies have clearly demonstrated that smaller solitary primates are subject to intense predation, primarily by raptors, but also by viverrids and snakes (Goodman et al. 1993; Rasoloarison et al. 1995; Wright and Martin 1995). Cheney and Wrangham (1987) give a predation rate of 15% for lesser bush babies (*Galago senegalensis*), and Goodman et al. (1993) suggest a predation rate of 25% for mouse lemurs (*Microcebus murinus*).

Based on our study, we cannot estimate the predation pressure, but from the 15 tarsiers studied (14 radio-collared and one offspring) two were attacked and killed by a predator. During our study, one more radio-collared tarsier was found dead and partially eaten which could indicate a predation, but could not be proven and counted as a predator attack. We do not expect that these described cases of predation might be caused by the radio collar itself. First, the tarsier baby was not radio-collared and the mother was collared before she gave birth. Secondly, the radio collar of the predated female weighed only 3.5 g which was less than 4% of the body weight of the female and should not have any adverse effect on the animal (Gursky 1998). We believe that our reports of two predation events contribute to a mosaic of current knowledge about the Philippine tarsier and its biology.

Acknowledgements We thank for the financial support especially to Decin Zoo and following funding agencies and sponsors—Primate Conservation, Inc., Mobility Fund of Charles University, “Nadání Josefa, Marie and Zdeňky Hlávkových” Foundation, Hedvábná stezka, Koktejl, Humi, Evropská cestovní pojišťovna, Sambar sport, Storm and others. We thank to our local partners in the field—The Philippine Tarsier Foundation, Inc., Simply Butterflies Conservation Centre and Bohol Island State University for cooperation and support. Special thanks to volunteers who helped us with field research—Radka Jupová, Ondřej Husák and Pavel Hrouzek, and all other co-workers helping us with the Tarsius Project, especially Václav Řehák, Cristy Burlace, Felix Sobiono, Jose Traverro, Sherry Ramayla and Bonn Aure. We thank Carlito, Julius and their assistants for their help with catching of tarsiers and Bryan and Brian Hopkins for language corrections. Thanks to DENR Philippines for providing the permits necessary for our research.

References

- Cheney DL, Wrangham RW (1987) Predation. In: Smuts BB, Cheney DL, Seyfarth RM, Wrangham RW, Struhsaker TT (eds) Primate societies. Chicago University Press, Chicago, pp 227–239
- Clutton-Brock TH, Harvey PH (1977) Primate ecology and social organization. *J Zool* 183:1–39
- Crompton RH, Sellers WI (2007) A consideration of leaping locomotion as a means of predator avoidance in prosimian primates. In: Gursky SL, Nekaris KAI (eds) Primate anti-predator strategies, developments in primatology: progress and prospects. Springer, New York, pp 127–145

- Dagosto M, Gebo DL, Dolino C (2001) Positional behavior and social organization of the Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*). *Primates* 42:233–243
- Goodman SM, O'Connor S, Langrand O (1993) A review of predation on lemurs: implications for the evolution of social behavior in small, nocturnal primates. In: Kappeler PM, Ganzhorn JU (eds) *Lemur social systems and their ecological basis*. Plenum, New York, pp 51–66
- Gursky S (1998) Effects of radio transmitter weight on small nocturnal primate. *Am J Primatol* 46:145–155
- Gursky S (2002a) Determinants of gregariousness in the spectral tarsier (Prosimian: *Tarsius spectrum*). *J Zool* 256:401–410
- Gursky S (2002b) Predation on a wild spectral tarsier (*Tarsius spectrum*) by a snake. *Folia Primatol* 73:60–62
- Gursky S (2002c) The behavioral ecology of the spectral tarsier, *Tarsius spectrum*. *Evol Anthropol* 11:226–234
- Gursky S (2003a) Lunar philia in a nocturnal primate. *Int J Primatol* 24:351–367
- Gursky S (2003b) Predation experiments on infant spectral tarsiers (*Tarsius spectrum*). *Folia Primatol* 74:272–284
- Gursky S (2005a) Associations between adult spectral tarsiers. *Am J Phys Anthropol* 128:74–83
- Gursky S (2005b) Predator mobbing in *Tarsius spectrum*. *Int J Primatol* 26:207–221
- Jachowski DS, Pizzaras C (2005) Introducing an innovative semi-captive environment for the Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*). *Zoo Biol* 24:101–109
- Neri-Arboleda I, Stott P, Arboleda NP (2002) Home ranges, spatial movements and habitat associations of the Philippine tarsier (*Tarsius syrichta*) in Corella, Bohol. *J Zool* 257:387–402
- Rasoloarison RM, Rasolonandrasana BPN, Ganzhorn JU, Goodman SM (1995) Predation on vertebrates in the Kirindy forest, Western Madagascar. *Ecotropica* 1:59–65
- Stanford CB (2002) Avoiding predators: expectations and evidence in primate antipredator behavior. *Int J Primatol* 23:741–757
- Terborgh J, Janson CH (1986) The socioecology of primate groups. *Annu Rev Ecol Syst* 17:111–135
- van Schaik CP (1983) Why are diurnal primates living in groups? *Behaviour* 87:120–144
- van Schaik CP, van Hooff JARAM (1983) On the ultimate causes of primate social systems. *Behaviour* 85:91–117
- Wright PC, Martin LB (1995) Predation, pollination and torpor in two nocturnal prosimians: *Cheirogaleus major* and *Microcebus rufus* in the rain forest of Madagascar. In: Alterman L, Doyle G, Izard K (eds) *Creatures of the dark*. Plenum, New York, pp 45–60

8.2 Příloha 2

Kalous, L., Daněk, T., Kopecký, O., Petrtýl, M. 2014. Impact of telemetry transmitter implantation on growth of juvenile european catfish. *Scientia Agriculturae Bohemica*. 45. 93-97.

IMPACT OF TELEMETRY TRANSMITTER IMPLANTATION ON GROWTH OF JUVENILE EUROPEAN CATFISH*

L. Kalous, T. Daněk, O. Kopecký, M. Petrtýl

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Agriculture, Food and Natural Resources, Prague, Czech Republic

In the present study, we aimed to evaluate the effects of intraperitoneal tagging with dummy transmitters on growth of juvenile European catfish (*Silurus glanis* L.) within a period of 75 days kept in indoor condition. The initial mass of juveniles (mean \pm SD) was 236.5 ± 21.2 g. We compared growth by analysing specific growth rate (SGR) and the slopes of the growth curves between control individuals and those of experimentally tagged ($n = 6$ per group). Body mass was increased in both control and experimentally tagged fish. There was no significant difference in SGR between tagged and untagged fish; 0.26 ± 0.11 % day⁻¹ vs. 0.38 ± 0.12 % day⁻¹ respectively. These results suggest that the telemetry studies of juvenile European catfish to be relevant and unbiased.

SGR, intraperitoneal tagging, ichthyology, fish, *Silurus glanis*

INTRODUCTION

Telemetry is a useful method for both field and laboratory studies, which provides researchers with a valuable approach to consider spatial and temporal distribution of a particular individual. Identification of individual with telemetry technique help us with better understating of moving activity, home range and habitat preferences as well as physiological information that could not be obtained easily by another approach (Baras, 1991; Jadot et al., 2005).

Surgical tag attachment has become the most popular and efficient for long term telemetry studies (Lucas, Baras, 2000; Bégout Anras et al., 2003). However, the transmitter attachment may influence various life functions of the fish (Lewis, Muntz, 1984; Mellas, Haynes, 1985). Moreover, the impact of implantation seems to differ among species; exhibiting a species-dependent effect (Bridger, Booth, 2003). Therefore, it is recommendable to examine the impact of transmitter implantation, particularly when there is a complete confidence in the results of telemetry studies. The potential negative effects of telemetry remain unclear for a number of species in which telemetric data are available.

European catfish (*Silurus glanis* L.) received high consideration to be studied by a telemetry, because its at top concerns for aquaculture and recreational fisheries (Linhart et al., 2002; Arlinghaus et

al. 2007; Copp et al., 2009). In addition, this fish is known as an invasive species in many countries having an impact on native biota (Martino et al. 2011, Bevacqua et al. 2011; Copp et al. 2007). For better understanding of the biology of European catfish, it is therefore critical to determine the potential risks of its introduction to a new environment (Copp et al., 2007). Overall, information obtained from telemetry on European catfish might be helpful in these issues. Although former studies have used telemetry approach in the European catfish (Carol et al. 2007; Slavik et al. 2007, 2011; Slavik, Horák, 2012), but none of them evaluated the impact(s) of radio-transmitter implantations on its life. The present study was conducted to investigate medium-term effect of internal tagging on growth of juvenile European catfish under restricted feeding.

MATERIALS AND METHODS

Animals and housing

The individuals used in the experiment originated from hatchery-reared European catfish (1-year old), obtained from the indoor rearing facility of the aquaculture farm of Jaroslav Švarc, Velká Bystrice (Czech Republic) in February 2011. Three aquaria (à 240 L)

* Supported by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic (S grant) and partially by the Internal Grant Agency of the Czech University of Life Sciences Prague (CIGA), Project No. 20132016.

were divided into four equal compartments by plastic perforated partitions. After transportation one individual was placed into each compartment (bottom area 20 x 62 cm) equipped with non-transparent plastic tube as shelter. Fish were acclimated for over one month. Aquaria were equipped with a filters and aerators. Cleaning and partial water exchange was provided once per week. Water temperature was maintained at 22°C. Water was supplied from tap water from the city of Prague, and the infrastructure was deemed to be pathogen-free.

Experimental design

Fish were reared and manipulated following the Animal Protection Law of the Czech Republic and corresponding EU legislation. Experimental protocol was issued by Animal Care and Use Committee of the Czech University of Life Sciences Prague and approved by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic under Permit No. 22103/2010-30.

Prior starting the implantation, the fish were fasted for four days. On March 7 (day 0; D0) fish were weighted (mean mass \pm standard deviation: 236.5g \pm 21.2; n = 12) and randomly divided into two groups of 6 individuals each. Fish in a first group were tagged with dummy radio transmitters MST - 930, 4 g in air, 9.5 x 26 mm (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Canada) while the fish in a second group stayed untagged. Starting weights of catfish were identical between groups (t = 0.96, P = 0.36) as well as their division into experimental aquaria (t = - 0.25, P = 0.81). The feeding of fish was started 24 hours after surgery, day D1 of the experiment. The fish were fed by a piece of raw beef heart twice a week with dose of 3 % of the individual body weight per feeding. The feed dose was rounded up to the nearest gram. Remaining feed, if any, was removed from the aquaria 24 hours after feeding.

Surgery and weighing

Each individual was anaesthetised in a solution of 0.2 ml.l⁻¹ 2-phenoxy-ethanol before the surgery. Dummy radio transmitters were implanted into the fish body through the lateral incision of about 1 cm long. The wound were closed with two separate stitches using sterile braided absorbable suture (Ethicon Coated Vicryl W9113, Johnson & Johnson, St. Stevens Woluwe, Belgium). The local antiseptic solution (iodised polyvidone - 'Alfadin') with penicillin antibiotics ('Norocilin LA') and antihemorrhagic agent (P-Aminomethylbenzoic acid - 'PAMBA') were applied to the wounds and the fish were transferred back into aquaria.

The fish were checked every day through the experiment with the observations made on the external

lesion and healing of the tagging wounds. The weighing at precision to nearest gram took place on days: D4, D21, D34, D39, D47, D55, D70, and D75. The experiment was ended on June 21 (day D75), when the fish were deeply anaesthetised until death; the final weigh was recorded.

Data analysis

Specific growth rates were calculated using the formula: $SGR (\%day^{-1}) = 100 [(Ln WF - Ln WI) \Delta T^{-1}]$ with ΔT = experimental period (days) and WF and WI = final and initial individual body weight (S tejska l et al, 2009).

Differences in final weight (based on SGR) of catfish were determined using GLM with tagged/ untagged fish and initial weight of individual as a continuous variable. Trends in growth rates (based on specific mass weights of all individuals) were tested using GLM on longitudinal data with fixed factors: tagged /untagged as categorical variable and day of weighing as continual variable. The best fitting linear model was chosen by comparison of marginal model (weight-tag*day) with more complex models including: autoregressive correlation structure (corCAR1) and heteroscedasticity (varIdent) in time and also between tagged and untagged individuals (C r a w l e y 2007, P e k á r , B r a b e c , 2012).

Models were compared using Akaike's information criterion (AIC). Statistical significance was set at $\alpha = 0.05$. Tests were computed using lm and nlme functions of R statistical software, version 2.15.1 (R Development Core Team, 2012)

RESULTS

No mortality was observed among the juveniles of European catfish during the experiment period.

The calculated SGR was 0.26 \pm 0.11 % day⁻¹ for tagged fish and 0.38 \pm 0.12 % day⁻¹ for untagged fish. The SGR was not connected with any of studied factors (Table 1) therefore only main factor – tagged/ untagged was considered in the subsequent analysis of growth trends.

Based on best fitting and most parsimonious linear model, it seems that the implantation of dummy transmitter did not significantly influence the growth of fish during the period of the experiment (Table. 2). This finding is visible also from the growth curve (Fig. 1). Average daily gain of fish derived from the model was estimated to be 0.82 g (\pm 0.26 SE) and 1.16 g (\pm 0.19 SE) for tagged and untagged fish, respectively. Series of measurements of same individual exhibit strong autocorrelation (Phi = 0.993) as well as reversible heteroscedasticity ($\delta = - 0.007$) over the time (days) of experiment. However heteroscedascity was not different between the experimental groups.

Table 1. Influence of factors on the SGR of studied juvenile European catfish from the GLM model

	df	F	P
Initial weight	1	0.61	0.45
Implantation	1	1.83	0.21

Approximately 21 days post-implantation, the incision wound got completely healed although small inflammation stayed in place where the antenna passed through the body wall. One fish expelled the tag by D37.

DISCUSSION

Analysis of growth is a common parameter to evaluate tagging procedure and its effects on fish (Martin et al., 1995; Cooke et al., 2011; Lacroix et al., 2004). The growth could be based on measurement of length or mass since mass measurement seems to be more sensitive index of medium-term growth analysis (Bégout Arnas et al., 2003).

Growth studies conducted under controlled condition are characterized by *ad libitum* or "optimal" feeding dose (Bogut et al., 2002; Linhart et al., 2002; Weimer et al., 2006; Hopko et al., 2010; Kaeming et al., 2011; Montoya et al., 2012). Such conditions are not common in the wild since the fish in experiment are not forced to search for food (Cooke et al., 2011). There is also an assumption that fish of different origin than from the locality where they are tracked after release, faced new environment, which may affect their feeding activity (Gomez-Laplaza, Morgan, 2003). Restricted feeding should therefore better imitate condition in the wild. However in these more stringent conditions our results showed that juveniles of European catfish lived and grew after surgically tag implantation and they were minimally affected. Although the mean SGR

Table 2. Components from best fitting and most parsimonious GLM model on longitudinal data on trends in growth of studied juvenile European catfish

	df	F	P
Implantation	1	0.36	0.55
Day	1	57.36	< 0.001
Implantation × day	1	1.64	0.20

of untagged fish ($0.38 \pm 0.12 \% \text{ day}^{-1}$) was higher than that of the tagged fish ($0.26 \pm 0.11 \% \text{ day}^{-1}$), but observed difference was not significant statistically. Also the growth trends were similar between groups. This finding is important because when "tagged fish" substantially reduce the growth rate, they may also change the behaviour and the telemetry data then may not be representative (Bégout Arnas et al., 2003; Bridger, Booth, 2003).

Despite of small sample size, we conclude that our trial justifies the usage of intraperitoneal tagging, which do not severely affect the growth of juvenile European catfish.

A known disadvantage to surgical implantation of tag is the potential of their lost (Schramm, Black, 1984; Baras, Westerloppe, 1999; Bridger, Booth, 2003). We recorded one expulsion of a dummy transmitter in halfway through the experiment. This special event with description of mechanisms was published by Daněk, Kalous (2013). This fish stayed in the tagged group since the object of the study was focused on impact of the implantation. It has been also reported that fish expelling their tags showed specific growth not different from those keeping their tags (Jepsen et al., 2008).

At the beginning of the experiment, a trend toward decrease in body weight was observed in both groups. This could be related to the recovery from the surgery in the group of tagged fish (Bridger, Booth, 2003; Robertson et al., 2003). Surprisingly the

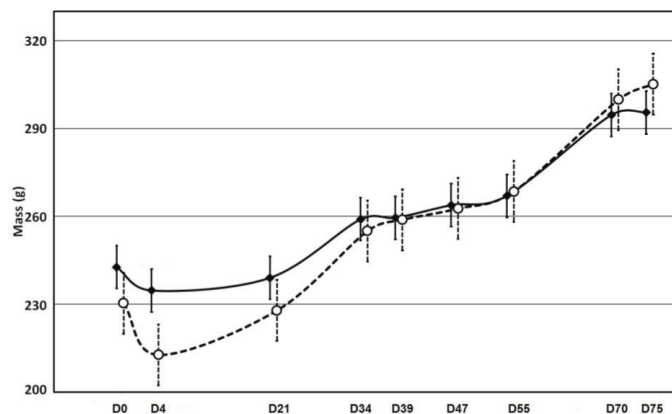


Fig. 1. The average mass of European catfish throughout the experiment (D0-D75) with confidence interval for the tagged group (black squares) and untagged group (open circles). Tagging was done on April 7, 2011 and weighing was performed on days indicated on the X-axis. Duration of experiment was 75 days (D0-D75).

decrease in body weight was higher in the group of untagged fish. It is place to speculate that this could be resulted from an influence caused by the presence of pheromones from injured fish since tagged and untagged fish shared the same water (Pfeiffer, 1977; Stensmyr, Maderspacher, 2012). It is also possible that tagged fish tried to save energy for healing process by lower movement activity but the untagged fish ranged without restriction leading also to loss of weight. However, the growth returned between D4 – D21 and stayed more or less stable till the end of the experiment (Fig. 1).

CONCLUSIONS

Although we cannot conclusively claim that there exists no effect on fish growth after intraperitoneal implantation of transmitters ($\leq 2\%$ ratio of tag mass in the air to fish mass in the air), we assume a possible effect as negligible. Based on presented data we consider the telemetry studies of European catfish (*Silurus glanis*) to be relevant and unbiased.

REFERENCES

- Arlinghaus R, Cooke SJ, Lyman J, Policansky D, Schwab A, Suski C, Sutton SG, Thorstad EB (2007): Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15, 75–167. doi: 10.1080/10641260601149432.
- Baras E (1991): A bibliography on underwater telemetry, 1956–1990. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1819, 1–55.
- Baras E, Westerloppe L (1999): Transintestinal expulsion of surgically implanted tags in African catfishes *Heterobranchius longifilis* of different size and age. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128, 737–746.
- Bégout Anras ML, Covès D, Dutto G, Laffargue P, Lagardère F (2003): Tagging juvenile seabass and sole with telemetry transmitters: medium-term effects on growth. *ICES Journal of Marine Science*, 60, 1328–1334. doi:10.1016/S1054-3139(03)00135-8.
- Bevacqua D, Andreollo M, Melia P, Vincenzi S, De Leo GA, Crivelli AJ (2011): Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671, 259–265. doi: 10.1007/s10750-011-0725-1.
- Bogut I, Has-Schön E, Čačić M, Milaković Z, Novoselić D, Brkić S (2002): Linolenic acid supplementation in the diet of European catfish (*Silurus glanis*): effect on growth and fatty acid composition. *Journal of Applied Ichthyology*, 18, 1–6. doi: 10.1046/j.1439-0426.2002.00304.x.
- Bridger CJ, Booth RK (2003): The effects of biotelemetry transmitter presence and attachment procedures on fish physiology and behavior. *Reviews in Fisheries Science*, 11, 13–34. doi: 10.1080/16226510390856510.
- Carol J, Zamora L, Garcia-Berthou E (2007): Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 16, 450–456. doi: 10.1111/j.1600-0633.2007.00225.x.
- Cooke SJ, Woodley CM, Eppard MB, Brown RS, Nielsen JL (2011): Advancing the surgical implantation of electronic tags in fish: a gap analysis and research agenda based on a review of trends in intracoelomic tagging effects studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21, 127–151. doi: 10.1007/s11160-010-9193-3.
- Copp GH, Moffatt L, Wesley KJ (2007): Is European catfish *Silurus glanis* really becoming more abundant in the River Thames? *Aquatic Invasions*, 2, 113–116. doi: 10.3391/ai.2007.2.2.5.
- Copp GH, Britton JR, Cucherousset J, Garcia-Berthou E, Kirk R, Peeler E, Stakenas S (2009): Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10, 252–282. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x.
- Crawley MJ (2007): *The R Book*. 1st Ed. John Wiley and Sons Ltd., Chichester
- Daněk T, Kalous L (2013): Spy elimination: note on expulsion of telemetry transmitter from the body of juvenile European catfish (*Silurus glanis*). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 77, 5–8.
- Gomez-Laplaza LM, Morgan E (2003): The influence of social rank in the angelfish, *Pterophyllum scalare*, on locomotor and feeding activities in a novel environment. *Laboratory Animals*, 37, 108–120. doi: 10.1258/00236770360563741.
- Hopko M, Zakęs Z, Kowalska A, Partyka K (2010): Impact of intraperitoneal and intramuscular PIT tags on survival, growth, and tag retention in juvenile pikeperch, Sander lucioperca (L.). *Archives of Polish Fisheries*, 18, 85–92. doi: 10.2478/v10086-010-0010-3.
- Jadot C, Donnay A, Yllief M (2005): Impact implantation of a transmitter on *Sarpa salpa* behavior: study with a computerized video tracking system. *Journal of Fish Biology*, 67, 589–595. doi: 10.1111/j.0022-1112.2005.00761.x.
- Jepsen N, Mikkelsen JS, Koed A (2008): Effects of tag and suture type on survival and growth of brown trout with surgically implanted telemetry tags in the wild. *Journal of Fish Biology*, 72, 594–602. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01724.x.
- Kaemingk MA, Weber MJ, McKenna PR, Brown ML (2011): Effect of passive integrated transponder tag implantation site on tag retention, growth, and survival of two sizes of juvenile bluegills and yellow perch. *North American Journal of Fisheries Management*, 31, 726–732. doi: 10.1080/02755947.2011.611863.

- Lacroix GL, Knox D, McCurdy P (2004): Effects of implanted dummy acoustic transmitters on juvenile Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133, 211–220. doi: 10.1577/T03-071.
- Lewis AE, Muntz WRA (1984): The effects of external ultrasonic tagging on the swimming performance of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *Journal of Fish Biology*, 25, 577–585. doi: 10.1111/j.1095-8649.1984.tb04904.x.
- Linhart O, Štěch L, Švarc J, Rodina M, Audebert JP, Grecu J, Billard R (2002): The culture of the European catfish, *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France. *Aquatic Living Resources*, 15, 139–144.
- Lucas MC, Baras E (2000): Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries*, 1, 283–316. doi: 10.1046/j.1467-2979.2000.00028.x.
- Martin SW, Long JA, Pearsons TN (1995): Comparison of survival, gonad development, and growth between rainbow trout with and without surgically implanted dummy radio transmitters. *North American Journal of Fisheries Management*, 15, 494–498. doi: 10.1577/1548-8675(1995)015<0494:CO SGDA>2.3.CO;2.
- Martino A, Sylväranta J, Crivelli A, Cereghino R, Santoul F (2011): Is European catfish a threat to eels in southern France? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 276–281. doi: 10.1002/aqc.1177.
- Mellas EJ, Haynes JM (1985): Swimming performance and behaviour of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and white perch (*Morone americana*): effects of attaching telemetry transmitters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 488–493. doi: 10.1139/f85-066.
- Montoya A, López-Olmeda JF, Lopez-Capel A, Sánchez-Vázquez FJ, Pérez-Ruzafa A (2012): Impact of a telemetry-transmitter implant on daily behavioral rhythms and physiological stress indicators in gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Marine Environmental Research*, 79, 48–54. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.05.002.
- Pekár S, Brabec M (2012): *Modern Analysis of Biological Data. 2. Linear Models with Correlations in R, 1st Ed.* MuniPress, Brno
- Pfeiffer W (1977): The distribution of fright reaction and alarm substance cells in fishes. *Copeia*, 1977, 653–665.
- R Development Core Team (2012): *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Robertson MJ, Scruton DA, Brown JA (2003): Effects of surgically implanted transmitters on swimming performance, food consumption and growth of wild Atlantic salmon parr. *Journal of Fish Biology*, 62, 673–678. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00055.x.
- Schramm Jr. HL, Black DJ (1984): Anesthesia and surgical procedures for implanting radio transmitters into grass carp. *The Progressive Fish-Culturist*, 46, 185–190. doi: 10.1577/1548-8640(1984)46<185:AASPM>2.0.CO;2.
- Slavík O, Horký P (2012): Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology*, 81, 2223–2234. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03436.x.
- Slavík O, Horký P, Bartoš L, Kolářová J, Randák T (2007): Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology*, 71, 101–114. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01471.x.
- Slavík O, Pešta M, Horký P (2011): Effect of grading on energy consumption in European catfish *Silurus glanis*. *Aquaculture*, 313, 73–78. doi: 10.1016/j.aquaculture.2011.01.002.
- Stejskal V, Kouřil J, Musil J, Hamáčková J, Polícar T (2009): Growth pattern of all-female perch (*Perca fluviatilis* L.) juveniles – is monosex perch culture beneficial? *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 432–437. doi: 10.1111/j.1439-0426.2009.01253.x.
- Stensmyr MC, Maderspacher F (2012): Pheromones: fish fear factor. *Current Biology*, 22, R183–R186. doi:10.1016/j.cub.2012.02.025.
- Weimer EJ, Duehr JP, Brown ML (2006): Comparison of two external transmitter types on two sizes of bluegills and yellow perch. *North American Journal of Fisheries Management*, 26, 670–675. doi:10.1577/M05-149.1.

Received for publication on October 3, 2013
Accepted for publication on March 6, 2014

Corresponding Author:

Doc. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D., Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Department of Zoology and Fisheries, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6-Suchbát, Czech Republic, phone: +420 224 382 790, e-mail: kalous@af.czu.cz

8.3 Příloha 3

Daněk, T., Kalous, L. 2013. Spy elimination: note on expulsion of telemetry transmitter from the body of juvenile European catfish (*Silurus glanis*). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*. 77. 5–8.

Acta Soc. Zool. Bohem. 77: 7–10, 2013
ISSN 1211-376X

Spy elimination: note on expulsion of telemetry transmitter from the body of juvenile *Silurus glanis* (Siluriformes: Siluridae)

Tomáš DANĚK* & Lukáš KALOUS

Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources,
Czech University of Life Sciences Prague, CZ–165 21 Praha 6, Kamýcká 129, Czech Republic

*Corresponding author: email: danek@af.czu.cz

Received 14 November 2012; accepted 10 May 2013
Published 28 June 2013

Abstract. The effect of radio transmitters implanted in juvenile European catfish – *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 (Siluriformes: Siluridae) – was studied under controlled conditions. A dummy transmitter was expelled from one individual during an experiment. It was expelled 37 days after implantation from a different place in the body wall from that in which it was implanted. This finding clearly suggests that not every non-moving transmitter in a field study indicates the death of the fish in which it was implanted.

Key words. Ichthyology, expulsion, telemetry, transmitter, European catfish, encapsulation.

INTRODUCTION

Biotelemetry is increasingly being used to study animal behaviour, including that of fish, in their natural environment (Cooke et al. 2011). For the purpose of tracking fish, there are three main ways of positioning a transmitter in or on a fish. These are: i) it can be attached externally, which is not often used, ii) inserted intragastrically or iii) implanted surgically, which is the preferred option (Bridger & Booth 2003). Despite many advantages, surgical implantation has a number of disadvantages: the necessary anaesthesia, impact of implantation on the behaviour of fish during the post-surgical healing process and the implantation wound may become infected (Jepsen et al. 2002, Bridger & Booth 2003). A little known complication is the ability of some species to expel implanted transmitters.

There are three ways in which a transmitter is expelled; through the incision, through an intact part of the body wall and via the intestine. The ability to expel a transmitter is considered to be species-dependent. While in some species it has never been recorded there are other species for which there are many records (Jepsen et al. 2002). The expulsion of transmitters has been recorded for the following species: rainbow trout – *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792 (Salmonidae) (Ivasauskas et al. 2012, Christholm & Hubert 1985), Atlantic salmon – *Salmo salar* Linnaeus, 1758 (Salmonidae) (Moore et al. 1990), blue catfish – *Ictalurus furcatus* Valenciennes, 1840 (Ictaluridae) (Holbrook et al. 2012), channel catfish – *Ictalurus punctatus* Rafinesque, 1818 (Ictaluridae) (Summerfelt & Mosier 1984, Marty & Summerfelt 1986), vundu – *Heterobranchus longifilis* Valenciennes, 1840 (Clariidae) (Baras and Westerloppe 1999), grass carp – *Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844 (Cyprinidae) (Schramm & Black 1984) and bluegill – *Lepomis macrochirus* Rafinesque, 1819 (Centrarchidae) (Knights & Lasee 1996).

The expulsion via the incision often happens shortly after surgery and it is disputable if it is an active biological process (Baras & Westerloppe 1999, Schramm & Black 1984). Expulsion within a few days of implantation may indicate that the wound did not heal and as a consequence the transmitter simply fell out of an open wound. During a biological expulsion, there is an

active proliferation of fibro-granulation tissue containing myo-fibroblasts that are forcing the transmitter through a route of least resistance (Marty & Summerfelt 1986). Expulsion via the intestine is recorded for rainbow trout and catfish of the genera *Ictalurus* and *Heterobranchus* (Christholm & Hubert 1985, Marty & Summerfelt 1986, Baras & Westerloppe 1999). The last route is expulsion of the transmitter through an intact part of the body wall, which is recorded for, e.g. Atlantic salmon (Moore et al. 1990). Here we report the first expulsion of a dummy transmitter by European catfish (*Silurus glanis*).

MATERIAL AND METHODS

The expulsion of a transmitter was observed during a study in which the effect of implanting a transmitter on the growth and behaviour of fish was monitored. The fish used in the experiment were hatchery reared age-1 European catfish obtained from the indoor rearing facilities of the aquaculture farm of Jaroslav Švarc, Velká Bystřice (Czech Republic). This study was carried out at the Czech University of Life Sciences, Prague, in spring 2011. During the experiment the fish were kept indoors in three 240 l aquaria. The fish were separated from one another by perforated plastic partitions. The fish were fed pieces of raw beef heart, the water temperature maintained at 22°C and oxygen concentration never dropped below 7 mg.l⁻¹. Altogether 12 individuals (weight 185–257g, standart length 282–322 mm) were included into the experiment, of which 6 were tagged with dummy transmitters MST-930, which weighed 4 g in air, were 9,5×26 mm in size, coated with a biologically inert polyethylene layer and equipped with 24 cm polyethylen-coated wire antenna (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Canada). Fish were anaesthetised in a solution of 0.2 ml.l⁻¹ 2-phenoxy-ethanol. An antiseptic solution (iodised polyvidone, “Alfadin”), a penicillin antibiotic (“Norocilin LA”) and an anti-hemorrhagic agent (P-Aminomethylbenzoic acid – “PAMBA”) was applied to the wound. The wound was closed by two separate stitches of a sterile braided absorbable suture (Ethicon Coated Vicryl W9113, Johnson & Johnson, St. Stevens Woluwe, Belgium). The dummy transmitter was implanted on 7 April 2011.

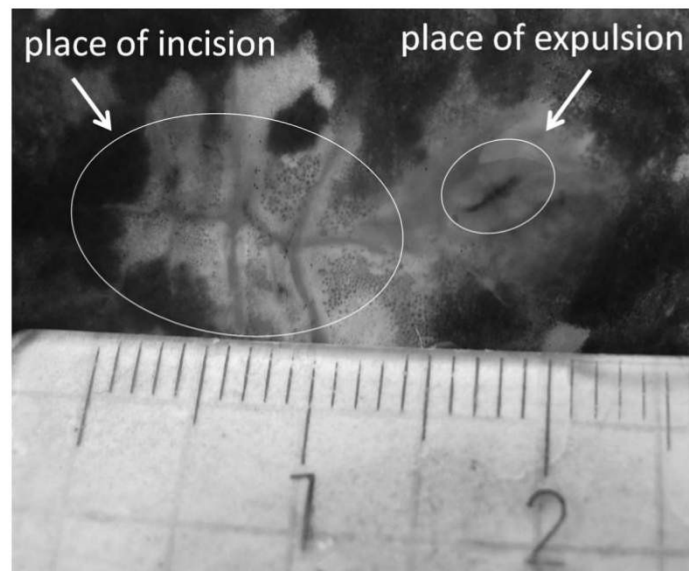


Fig.1. The expulsion of a telemetry transmitter from the body of a juvenile European catfish (*Silurus glanis*). The ellipses indicate the area of skin above left pelvic fin through which the transmitter was inserted had healed over whereas the slit in the area of skin through which the transmitter was expelled is still open.



Fig. 2. A transmitter encapsulated in myo-fibroblast tissue dissected from a juvenile European catfish (*Silurus glanis*).

RESULTS

Approximately 21 days post-implantation the incisions through which the transmitters were implanted had completely healed. The transmitter was seen being expelled from one of the fish through an intact part of its body wall on 13 May 2011, which was 37 days after implantation. The individual was caught immediately and the place of expulsion was photographed (Fig.1) after which the fish was released back into the aquarium. There were no health problems or obvious changes in behaviour prior to and after the expulsion. Three days after the transmitter was expelled, on 16 May 2011, the wound had closed and healed. The fish was alive and healthy at the end of the monitoring period.

This study was terminated on 21 June (76 days after implantation) and no other expulsions of transmitters from fish were recorded during this experiment. During the autopsy that was done on the fish at the end of the study, the encapsulation of the dummy transmitters in myo-fibroblast tissue was recorded in all cases (Fig. 2). This tissue is probably involved in the active biological expelling of foreign material as was previously noted by Marty & Summerfeld (1986).

Our finding clearly demonstrates that in the case of European catfish, the expulsion of transmitters is possible and therefore it is advisable to be careful when interpreting telemetry results, especially when they indicate that an individual has ceased moving. The above observation indicates that not every non-moving transmitter in a field study must represent the death of a tracked fish. Based on our observations, it could also be due a living individual expelling a transmitter.

Acknowledgements

This study was supported by S grant of the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic. Experimental protocol (number 6/2010) issued by Czech University of Life Sciences Prague was approved by the Ministry of Education, Youth and Sports – Czech Republic (Permit number: 22103/2010-30).

REFERENCES

- BARAS E. & WESTERLOPPE L. 1999: Transintestinal expulsion of surgically implanted tags by African catfish *Heterobranchus longifilis* of variable size and age. *Transactions of the American Fisheries Society* **128**: 737–746.
- BRIDGER C. J. & BOOTH R. K. 2003: The Effects of Biotelemetry Transmitter Presence and Attachment Procedures on Fish Physiology and Behavior. *Reviews in Fisheries Science* **11**: 13–34.
- CHISHOLM I. M. & HUBERT W. A. 1985: Expulsion of dummy transmitters by rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* **114**: 766–767.
- COOKE S. J., WOODLEY C. M., BRAD EPPARD M., BROWN R. S. & NIELSEN J. L. 2011: Advancing the surgical implantation of electronic tags in fish: a gap analysis and research agenda based on a review of trends in intracoelomic tagging effects studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **21**: 127–151.
- HOLBROOK S. C., BYARS W. D., LAMPRECHT S. D. & LEITNER J. K. 2012: Retention and physiological effects of surgically implanted telemetry transmitters in blue catfish. *North American Journal of Fisheries Management* **32**: 276–281.
- IVASASKAS T. J., BETTOLI P. W. & HOLT T. 2012: Effects of suture material and ultrasonic transmitter size on survival, growth, wound healing, and tag expulsion in rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**: 100–106.
- JEPSEN N., KOED A., THORSTAD E. B. & BARAS E. 2002: Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia* **483**: 239–248.
- KNIGHTS B. C. & LASEE B. A. 1996: Effects of implanted transmitters on adult bluegills at two temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society* **125**: 440–449.
- MARTY G. D. & SUMMERFELT R. C. 1986: Pathways and mechanisms for expulsion of surgically implanted dummy transmitters from channel catfish. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 577–589.
- MOORE A., RUSSELL I. C. & POTTER E. C. E. 1990: The effects of intraperitoneally implanted dummy acoustic transmitters on the behaviour and physiology of juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* **37**: 713–721.
- SCHRAMM JR. H. L. & BLACK D. J. 1984: Anesthesia and surgical procedures for implanting radio transmitters into grass carp. *The Progressive Fish-Culturist* **46**: 185–190.
- SUMMERFELT R. C. & MOSIER D. 1984: Transintestinal expulsion of surgically implanted dummy transmitters by channel catfish. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**: 760–766.

8.4 Příloha 4

Daněk, T., Kalous, L., Petrtýl, M., Horký, P. 2014. Move or die: change of European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. 414. 08.

Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems (2014) 414, 08
© ONEMA, 2014
DOI: 10.1051/kmae/2014020

<http://www.kmae-journal.org>

Move or die: change in European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency

T. Daněk^{(1),*}, L. Kalous⁽¹⁾, M. Petrtýl⁽¹⁾, P. Horký⁽¹⁾

Received October 25, 2013

Revised April 17, 2014

Accepted April 17, 2014

ABSTRACT

Key-words:
invasive species,
Silurus glanis,
winter,
behaviour,
hypoxia

European catfish (*Silurus glanis* L.) is a large predatory fish native to an extensive area in Europe. It has been introduced to its western and southern parts, where it is considered an invasive species with a negative impact on native fishes. European catfish is a territorial species exhibiting site fidelity. Cold water in winter usually leads catfish to exhibit notably low activity. Nevertheless, our telemetric study on 19 juvenile individuals of *S. glanis* provides information on their unexpected high activity and displacement in winter. Our data reveal that these behavioural changes were caused by oxygen deficiency. Our data also indicate that oxygen deficits may induce migrations of this species.

RÉSUMÉ

Bouger ou mourir : changement de comportement du silure glane (*Silurus glanis* L.) causé par un manque d'oxygène

Mots-clés :
espèces
envahissantes,
Silurus glanis,
hiver,
comportement,
hypoxie

Le silure glane (*Silurus glanis* L.) est un grand poisson prédateur indigène à une vaste aire en Europe. Il a été introduit dans les parties occidentales et méridionales de cette aire, où il est considéré comme une espèce envahissante ayant un impact négatif sur les poissons indigènes. Le silure glane est une espèce territoriale présentant une fidélité au site. L'eau froide en hiver entraîne généralement le silure glane à présenter notamment une faible activité. Néanmoins, notre étude télémétrique sur 19 individus juvéniles de *S. glanis* fournit des informations sur leur activité élevée inattendue et leur déplacement en hiver. Nos données révèlent que ces changements de comportement ont été causés par un manque d'oxygène. Nos données indiquent également que les déficits d'oxygène peuvent provoquer des migrations de cette espèce.

INTRODUCTION

In fish, like in other poikilothermic organisms, the metabolic rate correlates with water temperature; the activity of fish in the temperate zone therefore usually decreases in winter (Ultsch, 1989). This low physiological activity may result in higher predation by homoeothermic predators such as birds or mammals (Stewart *et al.*, 2005; Dekar *et al.*, 2010). However, there is a more serious threat affecting the fish stock during winter in some localities; namely, oxygen

(1) Czech University of Agriculture, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Department of Zoology and Fisheries, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, Czech Republic

* Corresponding author: tomas-danek@centrum.cz

deficiency. This is common in shallow eutrophic lakes with prolonged ice and snow cover, which greatly reduces oxygen absorption and generation. Insufficient water inflow and accumulation of decomposing organic matter, e.g. leaf litter from trees, are also factors that contribute to reducing dissolved oxygen (hereafter DO) in the water column (Fast, 1994). The most serious manifestations of oxygen deficiency can occasionally cause fish mortality events known as winterkills (Ellis and Stefan, 1989; Danylchuk and Tonn, 2006). Changes in fish behaviour may also occur, such as changes in activity; however, these changes are difficult to detect without appropriate techniques such as telemetry (Bauer and Schlott, 2006). Protective measures are commonly taken to prevent oxygen deficiency, including snow removal, cutting holes in ice and artificial aeration (Fast, 1994). However, the evaluation of such actions in natural habitats may be complicated without parallel monitoring of DO levels and because some of these actions in some cases may only increase the local chemical consumption of oxygen (e.g. by detritus decomposition), while DO in the water column does not increase significantly (Ellis and Stefan, 1989).

The European catfish (*Silurus glanis* L.) is a common inhabitant of rivers, old oxbows and shallow alluvial lakes in the Eurasian temperate zone. Although *S. glanis* is native to mainland Europe, reaching the Rhine River in the west, it has also been introduced into a number of countries in southern and western Europe, and its possible predation and competitive impact on native species is being increasingly studied and discussed (Copp *et al.*, 2009; Bevacqua *et al.*, 2011; Martino *et al.*, 2011). The European catfish exhibits site fidelity and utilises a stable 'resting place' (Carol *et al.*, 2007). It has a physiological optimum above 25 °C (Copp *et al.*, 2009). In the temperate zone, cold water in winter leads European catfish to exhibit notably low activity (Lelek *et al.*, 1964; Slavík *et al.*, 2007).

This paper presents data on a phenomenon accidentally observed during a long-term study, which was originally carried out to examine seasonal changes in the activity of European catfish. We found a conspicuous increase in the movement and relocation of European catfish in winter and tested our hypothesis that these behavioural changes were induced by oxygen deficiency. We further discuss the inefficiency of winterkill protection management at the locality. Although our data are limited and represent only one season, they provide valuable new information about catfish winter behaviour.

MATERIALS AND METHODS

> LOCALITY

The study area (Figure 1) is an old disconnected oxbow lake of the river Elbe situated in Central Bohemia (Czech Republic, GPS 50°10'48.005"N, 14°47'32.713"E). This lake was formerly part of the river Elbe but has been isolated since around 1930, when the river was channelised. The lake has one small inflow and no outflow. From November to March ice and snow may occur. The extent of the ice cover is directly dependent on weather conditions. During ice cover periods, ice holes approximately 5 × 10 m in size are cut by members of the local anglers' organisation. Holes are cut irregularly about twice a month. The lake represents a highly valuable natural habitat that is part of the "Hrbáčkovy tůně" natural reserve and also part of the European Ecological Network Natura 2000. The maximum depth of the lake reaches 2.3 m. The field work was authorised by the Regional Office of the Central Bohemia Region, Department of Environment and Agriculture (permit No. 114123/2010/KUSK-3).

> FISH TAGGING

A total of 19 juvenile European catfish in the weight and size ranges of 203–285 g (standard length 340–388 mm) were caught at the study site by electrofishing (650 V, 4 A, pulsed D.C.) between 7th October and 9th October 2010. The fish were temporarily kept in cages

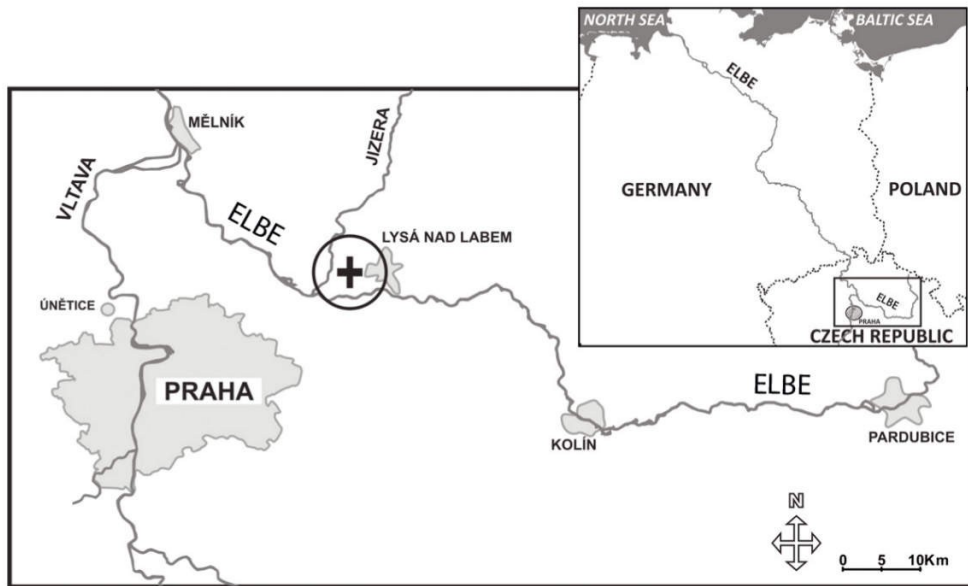


Figure 1
Position of the study site in the European context (black cross in circle).

immersed in the lake. On 10th October 2010 they were equipped with radio transmitters MST-930, 4 g in air, 9.5×26 mm, 24-cm external whip antenna (Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ontario, Canada). The radio transmitters were surgically implanted into the peritoneal cavity through a lateral incision situated circa 1 cm above the pelvic fin. The whip antenna was arranged to exit the body through the incision which was closed by two separate stitches using sterile, braided, absorbable suture (Ethicon Coated Vicryl W9113, Johnson & Johnson, St. Stevens Woluwe, Belgium). The mass of the transmitter never exceeded 2% of the fish body mass in air (Winter, 1996). In order to prolong the functioning of the transmitters, which were quite small and had a low battery capacity, they were programmed to only emit a signal one day per week (ON for 1 day/ OFF for 6 days). The programming extended the calculated battery life to 438 days (the original battery life of unprogrammed transmitters is 117 days). After 1st February, however, the transmitters started to work erratically with unpredictable on and off periods because of an error in the programming caused by the manufacturer. The surgery was performed under 2-phenoxy-ethanol ($0.2 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$) anaesthesia. The Animal Use Protocol (No. 6/2010) issued by the Czech University of Life Sciences in Prague was approved by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic (permit No. 22103/2010-30).

> FISH TRACKING

The catfish were released on 10th October 2010. The first three weeks of their activity were not analysed due to the possible impact of the implantation on the fish's spatial and temporal activity (Bridger and Booth, 2003). The tracking therefore started on 2nd November. The last data analysed were from 1st February. The fish were tracked on a weekly basis, always for a 24-h period. Fish positions during the 24-h cycle were determined by triangulation at eight subsequent three-hour intervals. A radio receiver SRX 400A/W5XS and a three-element Yagi antenna F 140-3FB (Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ontario, Canada) were used for tracking. The accuracy of the fish position determination was estimated to be ± 1 m according to a calibration procedure repeatedly performed with a tag located on the lake bed ($n = 100$; mean = 0.74 m; min = 0 m; max = 3.2 m).

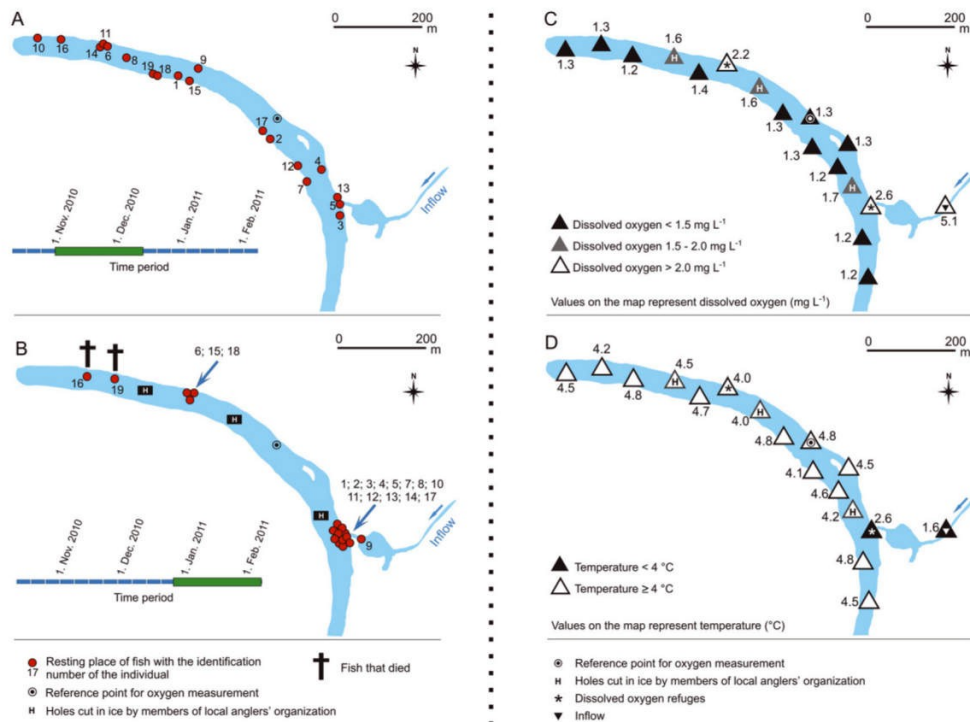


Figure 2

Map of resting places of juvenile European catfish (*Silurus glanis*) in Byšická oxbow lake. A – Situation in the period from 2nd November to 14th December 2010 (before oxygen deficiency) B – Situation in the period from 28th December 2010 to 1st February 2011 (after oxygen deficiency).

Within the periods, the change in resting places (relocations) was minimal. All the fish that successfully survived winter were assembled in two small areas with oxygen levels no lower than 2.2 mg·L⁻¹. Two individuals which did not move to these two sites died. The southern part of the oxbow is not depicted because it is shallow, muddy and not inhabited by fish. C – Spatial distribution of DO values on the day when DO minimum values were detected (21st December 2010). D – Spatial distribution of temperatures on the day when DO minimum values were detected (21st December 2010).

>ABIOTIC VARIABLES

Dissolved oxygen (DO) (mg·L⁻¹) and water temperature (°C) were measured during each tracking day at dawn. Prior to the study, the spatial variability of DO in the lake was repetitively investigated using ten randomly chosen points (three investigations in three different weeks). Because the spatial variability was low and differences in DO at the points were no greater than 0.2 mg·L⁻¹, we decided to use one stable reference point, which was situated in the central part of the lake (see Figure 2), two metres from the bank. As the lake is very shallow, we measured temperature and DO at a single point of the water column. European catfish is a benthic fish, so the values were measured approximately 10 cm above the bottom using the multimeters Multi 3420 WTW (WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, Germany) and Gryf 464 (GRYF HB, spol. s r.o., Havlickuv Brod, Czech Republic). After the unexpected increase in activity and after the relocation of fish, which was detected during tracking on 21st December 2010, the change in DO level was assumed to be a possible cause. From 21st December 2010, DO levels were also recorded: (1) at the two places where the fish moved to; and (2) near three holes in the ice, which were cut by members of a local anglers' organisation irregularly circa twice a month using a chainsaw (see Figure 2). During the DO deficiency period (21st December 2010), the low spatial variability of DO at other places

was once more proved using ten randomly chosen points (see Figure 2C). The presence of ice cover and snow was also monitored.

> SURVIVAL DETERMINATION

A fish was pronounced dead when either its carcass was found or when its transmitter was found on the bank. A fish was considered alive until the last measurable position shift of the individual.

> DATA ANALYSES

Fish positions were plotted on a map using Quantum GIS (ver. 1.6.0. "Copiapo"); azimuths were plotted with the plugin "Tarsius" (www.tarsiusproject.org/download). "Resting place" was defined as a restricted area of 2×2 m at maximum where fish spend daytime (at least three subsequent three-hour intervals, of which at least two were during daytime). "Movement" was defined as the sum total of the distance (m) each individual moved during the 24-h monitoring period. "Relocation" was defined as the distance (m) between the centre of each resting place of each individual between two successive weeks. "Home range" (HR) was determined as a MCP (minimum convex polygon) of the fish position during a 24-h period using the Home Range Analysis plugin for Quantum GIS. The boundary value for DO conditions was used according to Massabuau and Forgue (1995), who state that European catfish can tolerate DO values higher than $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the long term, values lower than $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ being critical. We used this criterion to distinguish between sufficient (higher than $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) and deficient (lower than $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) DO conditions throughout the study period. Values of individual fish relocation, movement and HR were matched with the DO value at the reference point, except the situation when an individual reached a DO refuge (10 m at maximum from the centre of the refuge). DO refuges were defined as two places where the fish moved to on/after 21st December 2010 (see Figure 2B). Levels of DO at these refuges were obviously different from the common conditions represented by the reference point (Figure 2C, Figure 3). If an individual reached a DO refuge area, its relocation, movement and HR value were matched with the DO value measured in the centre of the refuge area.

> STATISTICAL ANALYSES

The statistical analyses were performed using the SAS software package (SAS Institute Inc., version 9.2, www.sas.com). The data were \log_{10} -transformed to meet normality and/or homoscedasticity requirements when needed.

The influence of DO conditions on catfish relocation and movement was analysed using a linear mixed model (LMM) with random factors (PROC MIXED). The random factors were used to account for repeated measurements collected for the same experimental units (individual fish) across the duration of the experiment. The significance of the explanatory variable "DO level" (*i.e.*, a fixed effect) in the particular model was assessed using an F-test. Least-squares means (LSM), henceforth referred to as "adjusted means", were computed for each significant class explanatory variable. Differences between the classes were tested with a *t*-test and a Tukey-Kramer adjustment for multiple comparisons. The degrees of freedom were calculated using the Kenward-Roger method (Kenward and Roger, 1997).

RESULTS

> FISH TRACKING

In the period between 2nd November and 14th December 2010, fish had generally stable resting places (Figure 2A) and stable HR of 9 m^2 maximum (mean 0.2 m^2 , S.D. 0.9 m^2). Within

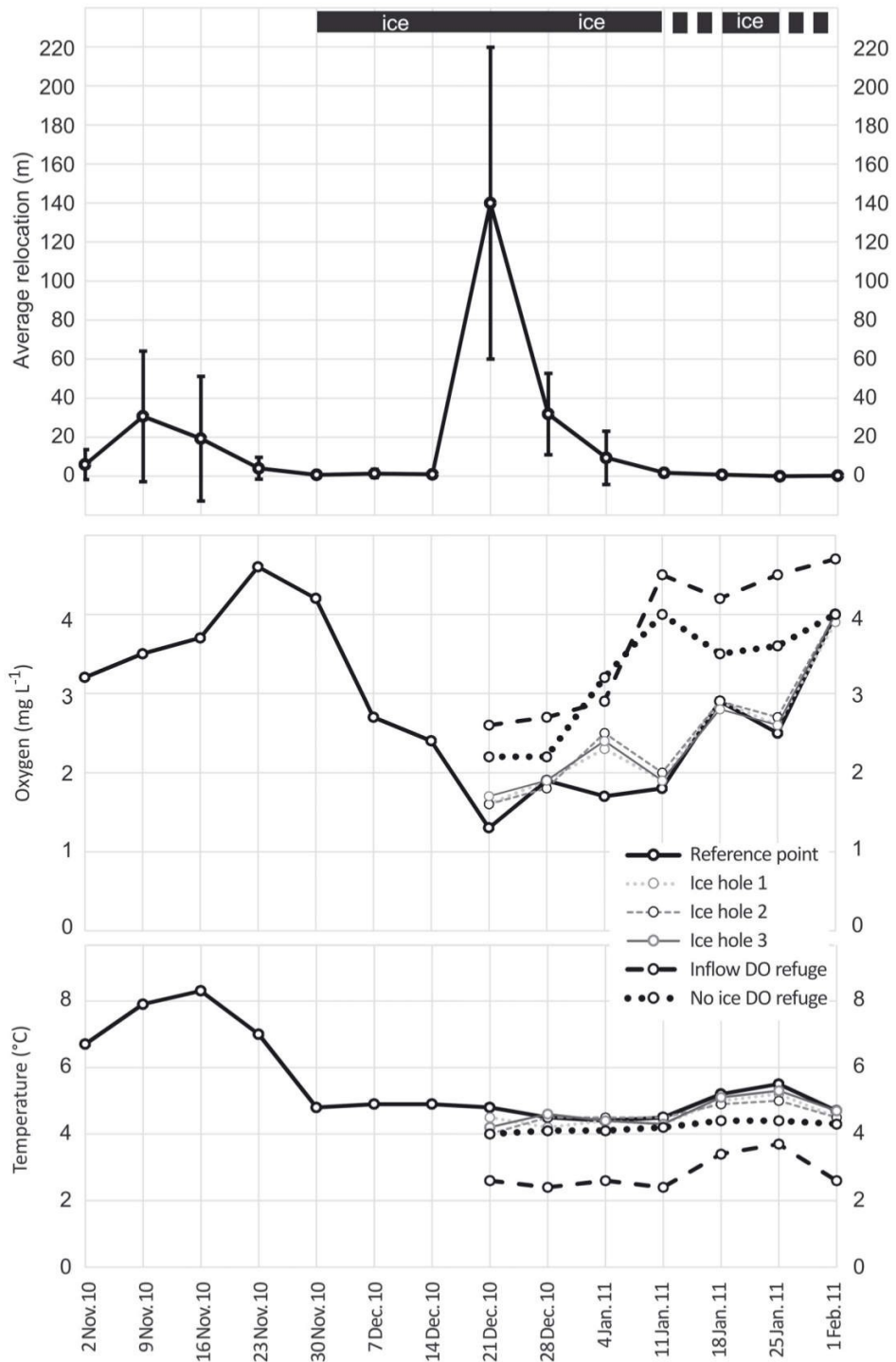


Figure 3 Average relocation of European catfish between two successive weeks and values of water temperature and dissolved oxygen in the period from 2nd November 2010 to 1st February 2011. Value of the relocation is presented as the mean with a confidence interval of all specimens on each day.

24-h cycles, the movement of fish was usually minimal with a maximum of 18 m·day⁻¹ (mean 0.74 m·day⁻¹, S.D. 2.09 m·day⁻¹). On 21st December 2010, large relocation of almost all individuals was detected, and six individuals displayed considerable activity during the 24-h cycle with values of movement up to 259 m·day⁻¹ (mean 35.21 m·day⁻¹, S.D. 67.26). The extent of average relocation during the whole period from 2nd November 2010 to 1st February 2011 is shown in Figure 3. Finally, 17 of the fish occupied two very restricted areas (Figure 2B), and only two individuals stayed out of these areas, in places with deficient DO levels. After 4th January, all the relocations and movements ceased again. The values and variability of relocation, movement and HR among individuals are summarised in Table 1.

> ENVIRONMENTAL VARIABLES

The lake was covered with ice from 30th November, and as early as 7th December also with an additional layer of snow at least 5 cm thick. Ice covered the lake until 1st February, with only partial thawing at the banks during periods from 11th to 18th January and 25th January to 1st February. The DO and temperature conditions in the lake are shown in Figure 3. The DO minimum occurred on 21st December 2010 with a DO concentration of 1.3 mg·L⁻¹. The values at the holes cut by angler volunteers were slightly higher (the minimum DO was detected on 21st December 2010 with a DO concentration of 1.6 mg·L⁻¹). At the two places to which the fish moved, the DO concentrations were highest (the minimum DO was detected on 21st December 2010 with a DO concentration of 2.2 mg·L⁻¹). Spatial distribution of DO minimum values is shown in Figure 2C; temperatures during the same period are shown in Figure 2D.

> IMPACT OF DO DEFICIENCY ON EUROPEAN CATFISH BEHAVIOUR

The extent of relocations, movements and HR is summarised in Table 1. The relocation of individuals depended on the DO concentration and was significantly higher when fish were exposed to deficient DO values under 1.5 mg·L⁻¹ ($F_{1,199} = 74.37$, $P < 0.0001$; Tukey-Kramer Adj. $P < 0.0001$; Figure 4A). Movement increased in the deficient DO conditions as well ($F_{1,214} = 26.48$, $P < 0.0001$; Tukey-Kramer Adj. $P < 0.0001$; Figure 4B).

In cases of DO deficiency, the fish left their previous resting places and HR, and simultaneously relocated to two restricted places with the most favourable DO conditions (see Figure 2B and Figure 2C). This demonstrates that the increase in the movement and relocation was motivated by searching for higher DO levels. When fish reached DO refuges, relocations and movements ceased. The catfish remained at these sites after DO levels had recovered in the whole lake.

The two individuals that stayed in the places with deficient DO levels died. The transmitter of one individual with remains of the fish carcass was picked up by a scuba diver from the lake in the spring. The transmitter (still operating) of the other fish was found on the bank, five metres inland. All the other fish continued to display movements after 1st February and were therefore assumed to have survived.

DISCUSSION

Although information concerning the behaviour of European catfish in the natural environment is highly limited, this species is assumed to have a physiological optimum of 25–27 °C, when its activity is at its peak (Copp *et al.*, 2009). In cold water during winter time, the activity of European catfish is minimal (Slavík *et al.*, 2007; Copp *et al.*, 2009). However, our telemetry study revealed the possibility of short-term high activity in winter in response to sub-optimal and/or potentially lethal environmental variables.

Based on the measurements of environmental variables, we hypothesised that the initial stimulus, which initiated movement as well as relocation, could have been DO deficiency. Our results support our hypothesis and show that the temporal activity and also spatial distribution

Table 1
Basic statistical characteristics for relocation (m), movement (m) and home ranges (m²) of observed individuals.

Fish ID	Relocation – DO-sufficient			Relocation – DO-deficient			Movement – DO-sufficient			Movement – DO-deficient			Home range – DO-sufficient		
	n	mean (min;max)	S.D.	n	mean (min;max)	S.D.	n	mean (min;max)	S.D.	n	mean (min;max)	S.D.	n	mean (min;max)	S.D.
1	12	10.8 (0; 95)	28.3	1	143.0 (143; 143)	–	13	0.16 (0; 2)	0.53	59	0.08 (0; 1)	0.27	13	0.08 (0; 1)	0.27
2	12	7.3 (0; 83)	23.9	2	48.5 (0; 97)	68.6	13	0.08 (0; 1)	0.26	0	0.00 (0; 0)	0.00	13	0.00 (0; 0)	0.00
3	14	1.9 (0; 26)	6.9	0	–	–	14	0.29 (0; 3)	0.80	–	0.07 (0; 1)	0.26	14	0.07 (0; 1)	0.26
4	12	0.4 (0; 5)	1.4	2	9.0 (3; 15)	8.5	13	0.38 (0; 3)	0.92	80	0.00 (0; 1)	0.36	13	0.00 (0; 1)	0.36
5	14	0.6 (0; 9)	2.4	0	–	–	14	0.14 (0; 2)	0.52	–	0.00 (0; 0)	0.00	14	0.00 (0; 0)	0.00
6	12	3.1 (0; 18)	6.3	2	166.0 (13; 319)	216.4	13	1.85 (0; 23)	6.11	259	0.62 (0; 8)	2.13	13	0.62 (0; 8)	2.13
7	13	48.2 (0; 311)	116.4	1	32.0 (32; 32)	–	14	0.64 (0; 9)	2.32	–	0.21 (0; 3)	0.77	14	0.21 (0; 3)	0.77
8	12	1.8 (0; 11)	3.3	2	214.5 (39; 390)	248.2	13	2.15 (0; 18)	4.91	0	1.00 (0; 9)	2.41	13	1.00 (0; 9)	2.41
9	13	12.2 (0; 75)	27.7	1	298.0 (298; 298)	–	14	0.08 (0; 1)	0.26	–	0.00 (0; 0)	0.00	14	0.00 (0; 0)	0.00
10	12	11.3 (0; 126)	36.1	2	221.0 (40; 402)	256.0	13	0.38 (0; 2)	0.74	0	0.00 (0; 0)	0.00	13	0.00 (0; 0)	0.00
11	13	0.4 (0; 4)	1.1	1	420.0 (420; 420)	–	14	0.00 (0; 0)	0.00	–	0.00 (0; 0)	0.00	14	0.00 (0; 0)	0.00
12	12	0.6 (0; 4)	1.2	2	44.5 (36; 53)	12.0	13	0.93 (0; 5)	1.64	0	0.38 (0; 2)	0.73	13	0.38 (0; 2)	0.73
13	14	0.8 (0; 10)	2.7	0	–	–	14	0.21 (0; 3)	0.77	–	0.07 (0; 1)	0.26	14	0.07 (0; 1)	0.26
14	13	0.3 (0; 2)	0.6	1	416.0 (416; 416)	–	14	0.07 (0; 1)	0.26	–	0.00 (0; 0)	0.00	14	0.00 (0; 0)	0.00
15	12	1.3 (0; 10)	2.9	2	32.5 (16; 49)	23.3	13	0.15 (0; 1)	0.36	134	0.00 (0; 0)	0.00	13	0.00 (0; 0)	0.00
16†	7	3.6 (0; 21)	7.8	1	28.0 (28; 28)	–	7	0.86 (0; 5)	1.73	0	0.29 (0; 2)	0.70	7	0.29 (0; 2)	0.70
17	12	1.6 (0; 7)	2.5	2	62.5 (0; 125)	88.4	13	0.31 (0; 3)	0.82	0	0.08 (0; 1)	0.27	13	0.08 (0; 1)	0.27
18	12	1.9 (0; 12)	3.4	2	9.5 (5; 14)	6.4	13	0.70 (0; 5)	1.49	87	0.08 (0; 1)	0.27	13	0.08 (0; 1)	0.27
19†	8	10.8 (0; 53)	17.8	2	63.0 (10; 116)	75.0	9	0.78 (0; 5)	1.62	50	0.33 (0; 3)	0.94	9	0.33 (0; 3)	0.94

DO-sufficient – values of relocation (m), movement (m) and home range (m²) when the oxygen level was above 1.5 mg·L⁻¹.
 DO-deficient – values of relocation (m) and movement (m) when individuals were exposed to oxygen levels below 1.5 mg·L⁻¹.
 ID – identification number of individual.
 Missing values indicate no data for individuals under DO-deficient conditions (during DO-deficient conditions these fish were at DO refuges).
 Home ranges are calculated only for DO-sufficient conditions. Under DO-deficient conditions fish migrated, thus temporarily did not establish home ranges.
 † indicates individuals that died.

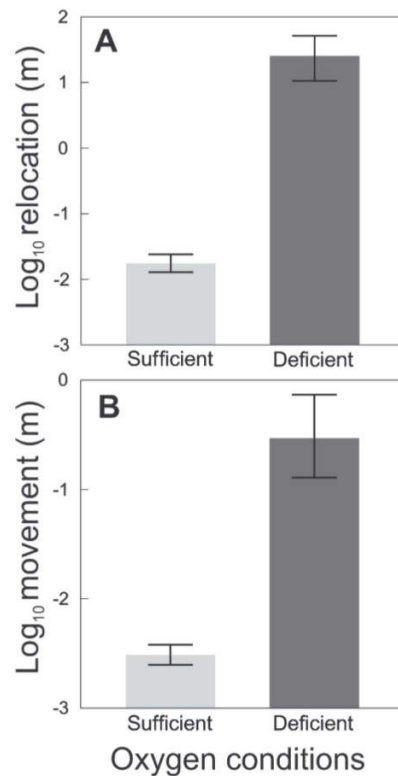


Figure 4

European catfish relocations (A) and movements (B) under oxygen-deficient and oxygen-sufficient condition. Values are adjusted means \pm S.E. of log₁₀-transformed data. Oxygen deficiency was defined as the situation when fish were exposed to oxygen concentrations lower than 1.5 mg·L⁻¹.

of individuals was affected by low oxygen levels. Despite the fact that relocations in our case were not long-distance, the monitored relocations were synchronised and stretched far beyond the borders of the initial HR of individuals. In a certain way, these relocations can be understood as a “refuge migration” *sensu* Lucas and Baras (2001). We assume that DO deficiency was caused by the combination of the accumulation of decomposing autumn leaf litter and the presence of a total and permanent ice cover with snow early in the winter. The snow layer restricts photosynthesis below the ice. This mentioned combination of factors is the typical initiator of winterkill in this type of habitat (Fast, 1994; Lucas and Baras, 2001).

Copp *et al.* (2009) stated that the DO concentration limit for the European catfish is 3–3.5 mg·L⁻¹. However, our data prove that, at least during winter, values of DO of up to 2.4 mg·L⁻¹ were endurable in the long term. Values ranging from 1.3 to 2.4 mg·L⁻¹ initiated the great activity and relocation of fish to areas with favourable DO conditions. Our findings are in agreement with Massabuau and Forgue (1995), who state the ability of European catfish to tolerate DO concentrations of up to 1.5 mg·L⁻¹ in the long term. Values between 1 and 1.5 mg·L⁻¹ are said by these authors to be critical; nevertheless, they point out that catfish can sustain these conditions for 24 h. Fish in our study also survived and exhibited movement under conditions with DO concentrations of 1.3 mg·L⁻¹.

A successive increase in aggregation associated with the relocation of the fish to areas with better DO conditions was also observed. European catfish exhibit site fidelity, and they could also be considered a territorial species, which is associated with their solitary behaviour (Carol *et al.*, 2007; Slavík and Horký, 2009). Nevertheless, some information regarding the aggregation of adult European catfish in a very restricted area does exist. Boulêtreau *et al.* (2011)

observed such a phenomenon in the Rhone River, but the cause of their behaviour was unclear, and no juveniles participated. Recently, some temporary catfish aggregations connected to their predatory behaviour have also been observed (Cucherousset *et al.*, 2012).

In our case, the tracked individuals displayed site fidelity at first. Each individual had its stable resting place, and the HR was minimal, which could have been bolstered by the low temperature (Slavík *et al.*, 2007). Later on, a large aggregation of fish in two restricted areas took place. This behaviour was forced by DO conditions in the beginning, but the fish stayed aggregated even after the DO deficiency disappeared and DO rose up to 4.0 mg-L⁻¹.

A large aggregation of fish brings many additional aspects, including the formation of biogeochemical hotspots (places where nutrient release by animals exceeds the need of primary producers) (Boulêtreau *et al.*, 2011) or facilitation of spread of disease (Arneberg *et al.*, 1998; Ogut *et al.*, 2005). We hypothesise that the reason why the fish stayed aggregated and why they did not move back to their previous HR is connected to low temperature, which could inhibit the activity of fish.

Preventive actions taken by members of the local anglers' organisation, including cutting holes in the ice, may not contribute to mitigation of DO deficiency. Ice hole cutting is a common practice of fish stock protection in shallow, ice-covered water bodies (Fast, 1994). However, in our study, not a single monitored individual stayed near the holes. This is most likely related to unstable DO conditions in these places, where DO fluctuates based on ice cutting frequency. Natural tributary inflows appear to provide better DO refuge areas during ice cover periods than man-made ice holes. Although the inflow was cold, it remained without ice cover and well oxygenated. Fourteen tracked individuals stayed near the tributary inflow, and one of them even migrated through the stream connection to a nearby pool. Three other individuals stayed near a naturally unfrozen part of the lake surface where diffusion of oxygen into the water from the air was possible. At these two sites, the DO values were highest during the DO-deficient period. This shows the importance of these types of places for fish survival at similar localities. Where catfish are invasive, such areas of high aggregation could be targeted by population control measures. Considering the potential invasiveness of European catfish in its introduced range, there is a need to accent DO deficits as a possible factor which may induce migration and colonisation of new areas.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank K. Filinger for field assistance and O. Slavík for his comments on an early version of the manuscript. This study was supported by an S grant from the Ministry of Education, Youth and Sports – Czech Republic, by the grant of the Technology Agency of the Czech Republic No. TD010045 and CIGA No. 20132016.

REFERENCES

- Arneberg P., Skorpung A., Grenfell B. and Read A.F., 1998. Host densities as determinants of abundance in parasite communities. *Proc. R. Soc. B*, 265, 1283–1289.
- Bauer C. and Schlott G., 2006. Reaction of common carp (*Cyprinus carpio*, L.) to oxygen deficiency in winter as an example for the suitability of radio telemetry for monitoring the reaction of fish to stress factors in pond aquaculture. *Aquac. Res.*, 37, 248–254.
- Bevacqua D., Andrello M., Melia P., Vincenzi S., De Leo G.A. and Crivelli A.J., 2011. Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671, 259–265.
- Boulêtreau S., Cucherousset J., Villéger S., Masson R. and Santoul F., 2011. Colossal Aggregations of Giant Alien Freshwater Fish as a Potential Biogeochemical Hotspot. *PLoS ONE*, 6, e25732.
- Bridger C.J. and Booth R.K., 2003. The Effects of Biotelemetry Transmitter Presence and Attachment Procedures on Fish Physiology and Behavior. *Rev. Fish. Sci.*, 11, 13–34.

- Carol J., Zamora L. and García-Berthou E., 2007. Preliminary telemetry data on the patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecol. Freshw. Fish*, 16, 450–456.
- Copp G.H., Britton J.R., Cucherousset J., Garcia-Berthou E., Kirk R., Peeler E. and Stakenas S., 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish. Fish.*, 10, 252–282.
- Cucherousset J., Boulêtreau S., Azémar F., Compin A., Guillaume M. and Santoul F., 2012. “Freshwater Killer Whales”: Beaching Behavior of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PLoS ONE*, 7, e50840.
- Danylchuk A.J. and Tonn, W.M., 2006. Natural disturbance and life history: consequences of winterkill on fathead minnow in boreal lakes. *J. Fish Biol.*, 68, 681–694.
- Dekar M.P., Magoulick D.D. and Beringer J., 2010. Bioenergetics assessment of fish and crayfish consumption by river otter (*Lontra canadensis*): integrating prey availability, diet, and field metabolic rate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 67, 1439–1448.
- Ellis C.R. and Stefan H.G., 1989. Oxygen demand in ice covered lakes as it pertains to winter aeration. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 25, 1169–1176.
- Fast A.W., 1994. Winterkill prevention in lakes and ponds using artificial aeration. *Rev. Fish. Sci.*, 2, 23–77.
- Kenward M.G. and Roger J.H., 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics*, 53, 983–997.
- Lelek A., Libosvářský J., Peňáz M., Bezdík R. and Macháček Z., 1964. Observation on fish under ice in winter. *Ekologia Polska (Seria A)*, 12, 305–312.
- Lucas C.M. and Baras E., 2001. Migration of Freshwater Fishes, Blackwell Science, Oxford, 440 p.
- Martino A., Sylväranta J., Crivelli A., Cereghino R. and Santoul F., 2011. Is European catfish a threat to eels in southern France? *Aquat. Conserv.-Mar. Freshw. Ecosyst.*, 21, 276–281.
- Massabuau J.C. and Forgue J., 1995. Les capacités d'adaptation du silure glane en hypoxie : un cas exemplaire d'homéostasie du milieu intérieur (How sheatfish, *Silurus glanis*, maintains oxygen supply in hypoxia: a key example of oxygen homeostasis). *Aquat. Living Resour.*, 8, 423–430.
- Ogut H., LaPatra S.E. and Reno P.W., 2005. Effects of host density on furunculosis epidemics determined by the simple SIR model. *Prev. Vet. Med.*, 71(1–2), 83–90.
- Slavík O. and Horký P., 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecol. Freshw. Fish.*, 18, 501–506.
- Slavík O., Horký P., Bartoš L., Kolářová J. and Randák T., 2007. Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *J. Fish Biol.*, 71, 101–114.
- Stewart D.C., Middlemas S.J., Gardiner W.R., Mackay S. and Armstrong J.D., 2005. Diet and prey selection of cormorants (*Phalacrocorax carbo*) at Loch Leven, a major stocked trout fishery. *J. Zool.*, 267, 191–201.
- Ultsch G.R., 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among freshwater fishes, turtles and snakes. *Biol. Rev.*, 64, 435–516.
- Winter J.D., 1996. Advances in underwater biotelemetry. In: Murphy B.R., Willis D.W. (ed.), *Fisheries Techniques*, 2nd Edition. American Fisheries Society, Bethesda, 555–590.

8.5 Příloha 5

Daněk, T., Horký, P., Kalous, L., Filinger, K., Břicháček, V., Petrtýl, M., Slavík, O. Seasonal changes in diel activity of juvenile European catfish (*Silurus glanis*) in an oxbow lake. (manuskript připravený k odeslání do Ecology of Freshwater Fish)

Seasonal changes in diel activity of juvenile European catfish (*Silurus glanis*) in an oxbow lake

Tomáš Daněk^{1*}, Pavel Horký¹, Lukáš Kalous¹, Karel Filinger¹, Vít Břicháček¹, Miloslav Petrtýl¹, Ondřej Slavík¹

¹Czech University of Agriculture, Faculty of Agrobiological Sciences, Department of Zoology and Fisheries, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, Czech Republic

*E-mail: tomas-danek@centrum.cz

Abstract – Dualism in activity has been described in many fish species including larger individuals of European catfish (*Silurus glanis*) which may switch their activity from nocturnal to diurnal in winter and spring. During our multiannual telemetry study, we investigated seasonal changes in diel activity in 45 juvenile European catfish (mean weight 358.5 g) in an oxbow lake. These juveniles exhibited no dualism in movement, and the fish were strictly nocturnal without any period of diurnal activity. During winter, the juvenile catfish were completely inactive throughout the 24 h cycle. We presume that these behavioural patterns of juvenile fish are connected with their avoidance of predators and lower tolerance of juveniles to temperature extremes. We also investigated the impact of temperature, dissolved oxygen levels and water clarity on fish movement, relocation of resting places and home range size.

Key words: radio telemetry, diel rhythm, still water, movement, dualism, Siluriformes

Introduction

In fish, like in other vertebrates, behavioural and physiological processes are rhythmical, and the light-dark (L-D) cycle is considered as the primary synchronizer (Reebs 2002). How animals react to the L-D cycle usually depends on the species and its diel activity rhythm, which may be diurnal, crepuscular or nocturnal (Thorpe 1978). The diel activity rhythm may, however, also differ within species, depending on the age or social rank of the individual; subdominant individuals, for example, use other periods of the day than dominant individuals to avoid intraspecific aggressiveness (Brännäs 2008; Alanärä et al. 2001; David et al. 2006). Preferences to light or dark may also switch in different seasons, when individuals completely change their activity period, for example, to reduce the risk of predation (Valdimarsson et al. 1997; Fraser et al. 1993; Heggenes et al. 1993; Riehle & Griffith 1993). Moreover, fish activity may be influenced by temporal changes in food availability (Bolliet et al. 2001) or changes of environmental parameters, for example, turbidity (Utne-Palm 2002). All these aspects result in high intraspecific variation in diel activity and disparity among age or social groups, in different seasons and/or habitats.

The European catfish (*Silurus glanis*) is considered a nocturnal species (Boujard 1995; Carol et al. 2007) with light-sensitive larvae (Copp et al. 2009), but a multiannual field study showed that the diel activity of this species may differ across seasons; in winter and spring, the maximum activity was observed during the day (Slavík et al. 2007). However, recently published studies on catfish activity in nature are focused on adults and individuals over 0.8 kg, and present no data on smaller juveniles. Small individuals may behave differently because they are more impacted by predation (Nilsson & Brönmark 2000; Paine 1976). Nocturnal activity, especially in winter may be the optimal strategy to minimize predation risk (Fraser et al. 1993; Heggenes et al. 1993). The European catfish lives primarily in deep lowland rivers and rich, weedy lakes, exhibiting site fidelity and utilizing stable resting places (Carol et al. 2007). The species has limited eyesight but well developed non-visual sensors (eg. feelers, taste organs, Weber's apparatus, lateral line), which allow it to accurately track the swim path of its prey even in complete darkness (Pohlmann et al. 2001). Although the preferred habitat of *S. glanis* are still waters (Copp et al. 2009), studies on its behaviour in this habitat are lacking.

The aim of our study is to evaluate the diel activity of juvenile European catfish over different seasons in an oxbow lake. We presumed nocturnal activity of juveniles during the whole year because it should give them an advantage of effective foraging (profiting from their well developed non-visual senses) while being exposed to lower predation pressure. In this study, we also examined the impact of water clarity, temperature and dissolved oxygen on catfish movement, relocation of resting places and size of home ranges.

Methods

Study site

The study was undertaken at the Byšická oxbow lake situated in Central Bohemia, Czech Republic (50°10'48.005"N, 14°47'32.713"E; Fig. 1). It was formerly part of the river Elbe but has been disconnected since around 1930, when the river was channelized. The Byšická oxbow lake represents a highly valuable natural habitat that is part of the "Hrbáčkovy tůně" natural reserve and also the European Ecological Network Natura 2000. The field work was authorized by the Regional Office of the Central Bohemia Region, Department of Environment and Agriculture (permit No. 114123/2010/KUSK-3). The lake is ca 1 km long, 40 m wide at maximum, and its depth reaches 2.3 m. According to a recent ichthyological survey (Daněk unpublished data), the fish stock consists of: *Cyprinus carpio*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rutilus*, *Esox lucius*, *Sander lucioperca*, *Blicca bjoerkna*, *Tinca tinca*, *Anguilla anguilla*, *Abramis brama*, *Ctenopharyngodon idella*, *Aspius aspius*, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernuus*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Alburnus alburnus*, *Leuciscus idus*, *Squalius cephalus*, *Rhodeus amarus*, *Ameiurus nebulosus*, *Carassius gibelio* and *Silurus glanis*.

Fish trapping and tagging

A total of 45 juvenile European catfish were tracked from 2nd November 2010 to 20th November 2012. First 19 individuals were caught at the study site by electrofishing (650 V, 4 A, pulsed D.C.) between 7th October and 9th October 2010. The fish were equipped with radio transmitters and released to the locality on 10th October 2010. Additional 26 individuals were successively caught using fishing rods, tagged and released in the period of

July 2011 – April 2012. The fish weighed between 203 and 1150 g (mean 358.5 g, SD 216.5 g). Their standard length was 285–552 mm (mean 378 mm, SD 51.1 mm).

The fish were equipped with radio transmitters MST-930, 4 g in air, 9.5 × 26 mm, 24 cm external whip antenna (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Canada). The radio transmitters were surgically implanted into the peritoneal cavity through a lateral incision situated ca 1 cm above the pelvic fin. The surgery was performed under 2-phenoxy-ethanol (0.2 ml·l⁻¹) anaesthesia. The incision was closed by two separate stitches using sterile braided absorbable suture (Ethicon Coated Vicryl W9113, Johnson & Johnson, St. Stevens Woluwe, Belgium). The mass of the transmitter never exceeded 2% of the fish body mass in air. Based on a previous study (Kalous et al. 2014), the implantation of transmitters of this size is assumed not to affect the catfish significantly. To prolong the functioning of the transmitters, which were quite small and had a low battery capacity, they were programmed to only emit a signal on one day of the week (ON for 1 day/ OFF for 6 days). The programming extended the calculated battery life to 438 days (the original battery life of unprogrammed transmitters is 117 days). The Animal Use Protocol (No. 6/2010) issued by the Czech University of Life Sciences in Prague was approved by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic (permit No. 22103/2010-30).

Fish tracking

The fish were tracked on a weekly basis, always for a 24-hour period. Fish positions during the 24 h cycle were determined by triangulation at eight subsequent three-hour intervals. A radio receiver SRX 400A/W5XS equipped with a three-element Yagi antenna F 140-3FB (Lotek Engineering Inc., New market, Ontario, Canada) were used for tracking. Prior to the study, the whole bank of the Byšická lake was marked with stable landscape marks positioned on trees, shrubs or wooden pegs with marks spaced 2– 4 m from each other. The number on each mark determined the distance in meters from the northwest corner of the lake. This system of stable landscape marks allowed us to quickly determine our position with high accuracy without using GPS during the tracking. The accuracy of the fish position determination was estimated to be ± 1 m according to a calibration procedure repeatedly performed with a tag located on the lake bed (Daněk et al. 2014).

Abiotic variables

Dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and water temperature ($^{\circ}\text{C}$) were measured on each tracking day at dawn using multimeters Multi 3420 WTW (WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, Germany) and Gryf 464 (GRYF HB, s.r.o., Havlíčkův Brod, Czech Republic). The European catfish is a benthic fish, so the values were measured at a stable reference point approximately 10 cm above the bottom in the central part of the lake. Water clarity was determined as Secchi depth (cm) measured with a Secchi disk (20 cm in diameter). Light intensity (lx) was measured with a photometer PU 550 (Metra Blansko a.s., Blansko, Czech Republic). The course of water temperature, dissolved oxygen and Secchi depth at the reference point during the study is shown in Fig 2.

Data analyses

Two individuals died after being affected by an oxygen deficiency event (for more information, see Daněk et al. 2014). The carcass of one other fish was found in May 2012 (cause of death unknown). In several cases, the operating transmitter was found on the lake bed, but this could be due a living individual expelling the transmitter (Daněk & Kalous 2013). Fish positions were plotted in a map using Quantum GIS (ver. 1.6.0. "Copiapo"); azimuths were plotted with the plugin "Tarsius" (www.tarsiusproject.org/download). The term "resting place" was defined as a restricted area of less than 2×2 m where fish dwell during daytime (for at least three subsequent three-hour intervals, of which at least two were during daytime; see Daněk et al. 2014). "Movement" was defined as the distance (m) each individual moved during the 3 h interval. "Relocation" was defined as the distance (m) between the centres of each resting place of each individual between two successive weeks. "Home range" (HR) was determined as the minimum convex polygon (MCP) of the fish position during a 24 h period using the Home Range Analysis plugin for Quantum GIS. Although size usually influences catfish behaviour (e.g. Slavík & Horký, 2012), it was not our target variable, as we were interested in analysing behaviour independent of fish size. Thus, to ensure that movement, relocation and home range were independent of fish size, we corrected these variables by dividing them by the weight of the individual fish (Aarestrup et al., 2005). In further analyses, we only used values corrected for fish weight. A fish was considered alive until its last measurable position shift. Data from the period of 14th December 2010 – 28th December 2010 were excluded from the analyses because of the

occurrence of oxygen deficiency in this period, which seriously affected fish behaviour. This special event was analysed in a separate study (Daněk et al. 2014). Data samples were grouped into seasons: spring (21st March to 20th June), summer (21st June to 20th September), autumn (21st September to 20th December) and winter (21st December to 20th March) according to Slavík et al. (2007). Four “light intervals” were defined within the 24 h cycle: dusk and dawn (light intensity 1-500 lx), night (< 1 lx) and day (> 500 lx).

Statistical analyses

The statistical analyses were performed using the SAS software package (SAS Institute Inc., version 9.2, www.sas.com). The data were tested whether they meet normality requirements before analyses. The catfish movements, home range and relocation were analysed using a separate linear mixed models (LMM) with random factors (PROC MIXED). The random factors were used to account for repeated measures collected for the same experimental units (individual fish) across the duration of the experiment. The significance of each exploratory variable (i.e., fixed effect, including their interactions) in the particular model was assessed using an F-test in which we sequentially dropped the least significant effect, beginning with the full model (backward selection procedure). Least-squares means (LSM), henceforth referred to as ‘adjusted means’, were computed for each significant class exploratory variable. Differences between the classes were tested with a t-test. We used a Tukey–Kramer adjustment for multiple comparisons. Associations between the dependent variables and other continuous variables were estimated by fitting a random factor model using PROC MIXED as described by Tao et al. (2002). With this random coefficient model, we calculated the predicted values for the dependent variables and plotted them against the continuous variables by using the predicted regression lines. The degrees of freedom were calculated using the Kenward-Roger method (Kenward & Roger, 1997).

Results

A total of 6352 valid positions of fish were obtained during the study period. The observed behavioural variables varied in the following manner: movement ranged from 0 to 583 m

(mean 14.93 m, SD 51.51 m), home range size from 0 to 19850 m² (mean 1341 m², SD 2908 m²) and relocation from 0 to 567 m (mean 40.3 m SD 95.0 m).

Movement of catfish reached its highest values in spring and summer (Tukey–Kramer Adj. $P < 0.05$), while activity during autumn and particularly winter was minimal ($F_{2,5994}=42.18$, $P<0.0001$; Fig. 3). Fish generally showed nocturnal and crepuscular activity ($F_{2,6312}=65.39$, $P<0.0001$; Fig. 4). This pattern evolved across seasons ($F_{9,6306}=22.06$, $P<0.0001$; Fig. 5) from strictly nocturnal and crepuscular activity in spring and summer (Tukey–Kramer Adj. $P < 0.05$; Fig. 5 a, b), through a similar trend with non-significant differences in autumn (Tukey–Kramer Adj. $P > 0.05$; Fig. 5 c), to inactivity with no trends during the 24 h cycle in winter (Tukey–Kramer Adj. $P > 0.05$; Fig. 5 d). The average value of movement in winter was only 0.036 m. In spring and autumn, values reached 18.11 m and 3.49 m, respectively. The highest movement average occurred in summer, reaching 30.85 m

Relocation ($F_{1,442}=23.16$, $P<0.0001$; Fig. 6 a) and home range size ($F_{1,321}=99.42$, $P<0.0001$; Fig. 6 b) increased with water temperature. The impact of the other environmental variables tested (water clarity and dissolved oxygen in a given range) on catfish behaviour was not proved.

Discussion

The results show that juveniles are most active in spring and summer and that they are inactive during winter. Slavík et al. (2007) observed activity of European catfish even during winter, but the extent of this activity was low, as movement was positively correlated with temperature and therefore generally low in winter. Some other authors suggest that in winter time catfish may be completely inactive and “hibernate” in deep holes, dens and crevices in the bed (Lelek et al. 1964). The metabolism and activity of fish, as of other poikilotherms, usually positively correlate with temperature (Ultsch 1989). The optimal temperature for the metabolism of the European catfish is 25–27°C (Copp et al. 2009). Moreover, smaller individuals are usually more sensitive to environmental extremes (Sogard 1997), and suboptimal temperatures may therefore inhibit their activity more seriously than that of adults. All this is in agreement with winter inactivity of juveniles observed in the current study. Home range size and relocation decreased with decreasing temperature (Figs

5 and 6), and movement ceased in the winter, when water temperatures were notably low, around 4°C (Fig. 2). However, in cases of danger posed, for example, by oxygen deficit, the activity of catfish in winter may temporarily increase (Daněk et al. 2014).

In our study, juveniles exhibited nocturnal and crepuscular activity during spring, summer and autumn. Slavík et al. (2007) showed that the activity of adults may have a dualistic nature. In winter and spring, they recorded maximum movements of catfish during the day. Other studies (Carol et al. 2007, Boujard 1995) indicate that catfish are preferentially nocturnal; this can be altered by food availability in controlled conditions (Bolliet et al. 2001) or by temporary presence of specific prey in nature (Cucherousset et al. 2012). The strictly nocturnal activity of juvenile catfish may be influenced by two factors: better foraging conditions and lower predation risk. European catfish use non-visual senses for prey detection and tracking (Pohlmann et al. 2001), which is advantageous when foraging in waters with high turbidity or in low-light conditions (dusk, dawn, night). As the eyesight of *S. glanis* is strongly limited, they may face higher predation risk in daytime. During the day, catfish may be more threatened by predation from the banks or the air, for example, by piscivorous birds, because these predators are especially hard to detect without well developed eyesight. Piscivorous birds present at the locality are the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and the Grey Heron (*Ardea cinerea*) for which catfish weighing around 350 g are suitable prey (Suter 1997; Cook 1978). Previous studies revealed possible conspecific agonistic behaviour among European catfish (Slavík & Horký 2009; Slavík et al. 2011). Although we have no data on the position of adults at our locality, we assume that adults have no impact on the diel activity of juveniles because juvenile and adult catfish are spatially segregated in nature (Slavík et al. 2007).

We did not detect any significant impact of water clarity or dissolved oxygen (within the range of 2.4–16.3 mg·l⁻¹) on catfish movement, HR size or relocation. Water clarity may generally affect activity and prey consumption of fish, especially in piscivorous species, as prey is hardly visible for predators in more turbid environments (De Robertis et al. 2003). European catfish, however, use nonvisual senses to track their prey, so they may be unaffected by low water clarity. In rivers, high turbidity is usually connected with high water levels/flows. In these conditions, prey accessibility (eg. insects and earthworms) may be increased. These better foraging conditions may increase the activity of nonvisual predators,

particularly eels and European catfish (Tesch 1977, Slavík et al. 2007). However, changes in water clarity at our study site were seasonal in character, depending on algal development, so these changes were not related to temporarily better foraging conditions for catfish. Neither dissolved oxygen concentrations within the given range had any impact on catfish behaviour. On the contrary, in our previous work (Daněk et al. 2014), we revealed a high impact of dissolved oxygen concentrations within the range of 1.3–2.4 mg·l⁻¹, which initiated strong movement and relocation of individuals to oxygen refuges. The blood of European catfish contains 30–35% haemoglobin, which helps the fish balance out different oxygen condition including low oxygen levels. It is reasonable to assume that the concentration of oxygen only plays a role when the minimum threshold value is reached.

We conclude that, in temperate oxbow lakes, juvenile catfish are generally nocturnal with an inactive winter period. We assume that this behaviour is associated with favourable foraging and physiological conditions and low predation pressure.

Acknowledgements

This study was supported by an S grant from the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic, and the Czech University of Life Sciences Prague (SGS 21260/1312/3176 and SGS 21260/1312/3169).

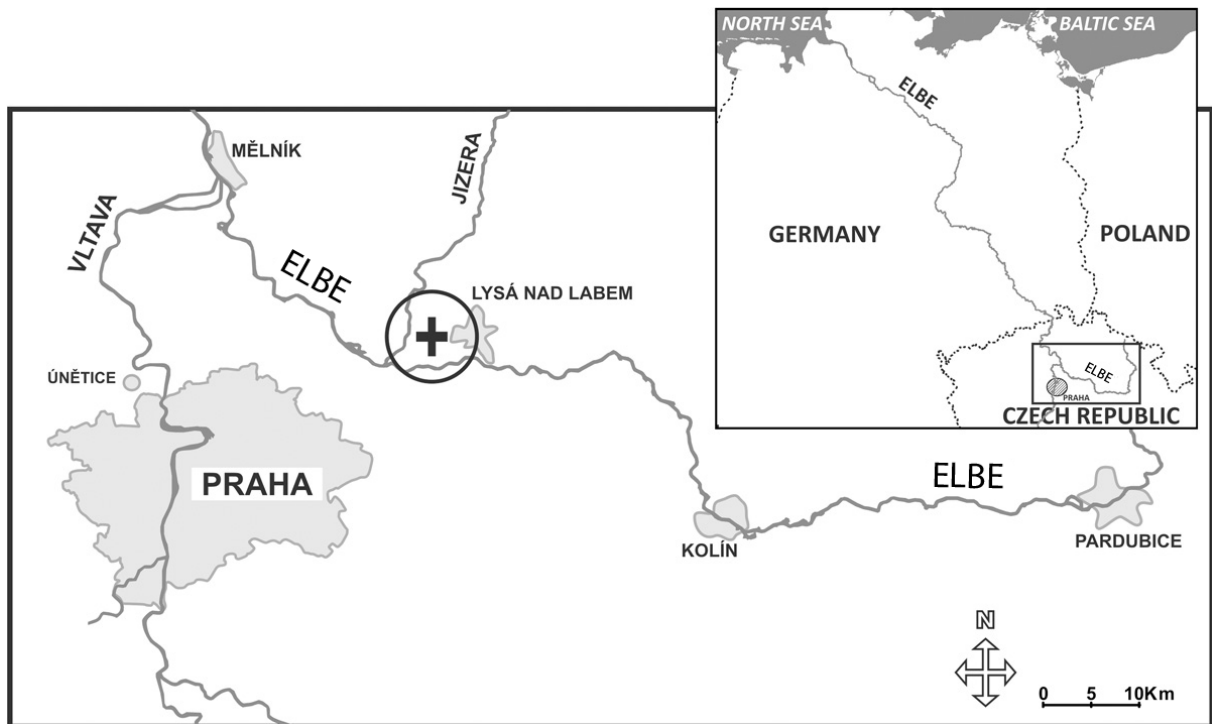


Fig. 1. Position of the study site in the European context (black cross in circle).

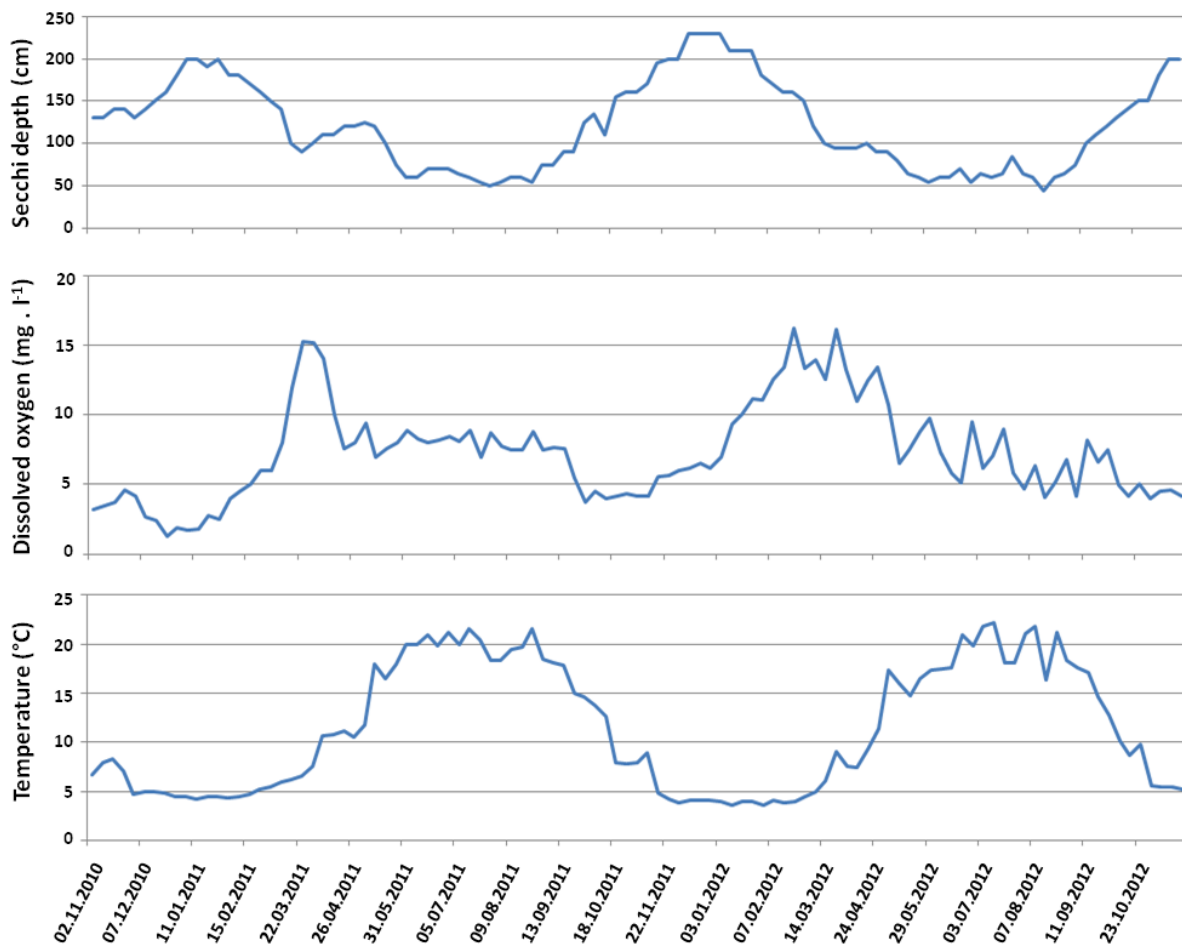


Fig. 2. Values of water temperature, dissolved oxygen and Secchi depth at the reference point between 2nd November 2010 and 20th November 2012.

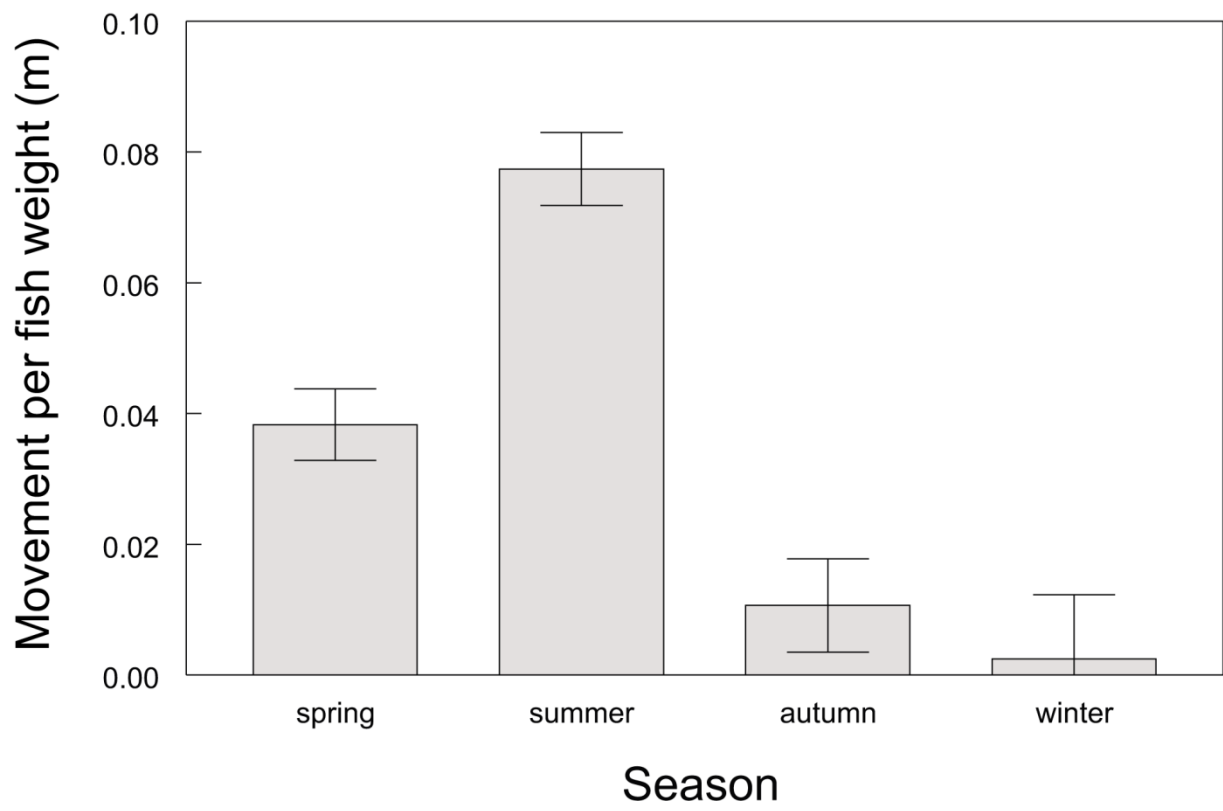


Fig 3. Catfish movement per fish weight across seasons. Values are adjusted means \pm s.e.

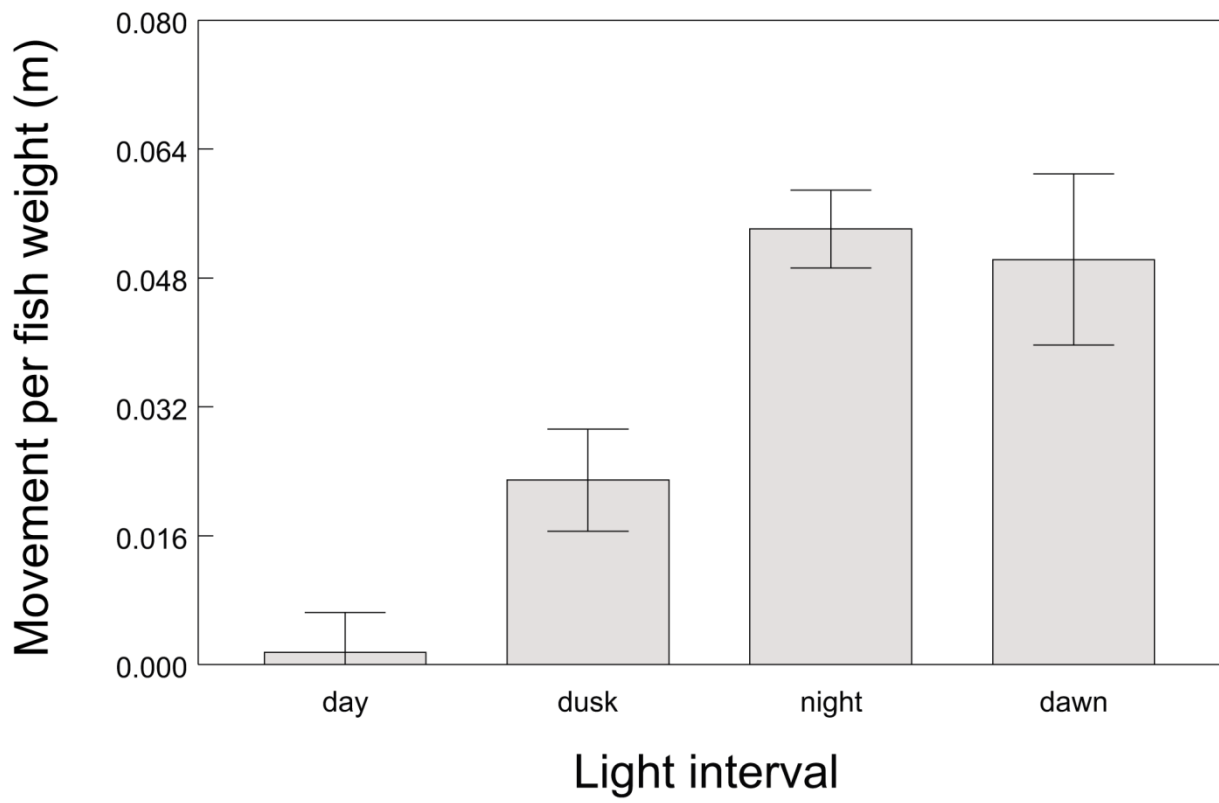


Fig 4. Catfish movement per fish weight across light intervals. Values are adjusted means \pm s.e.

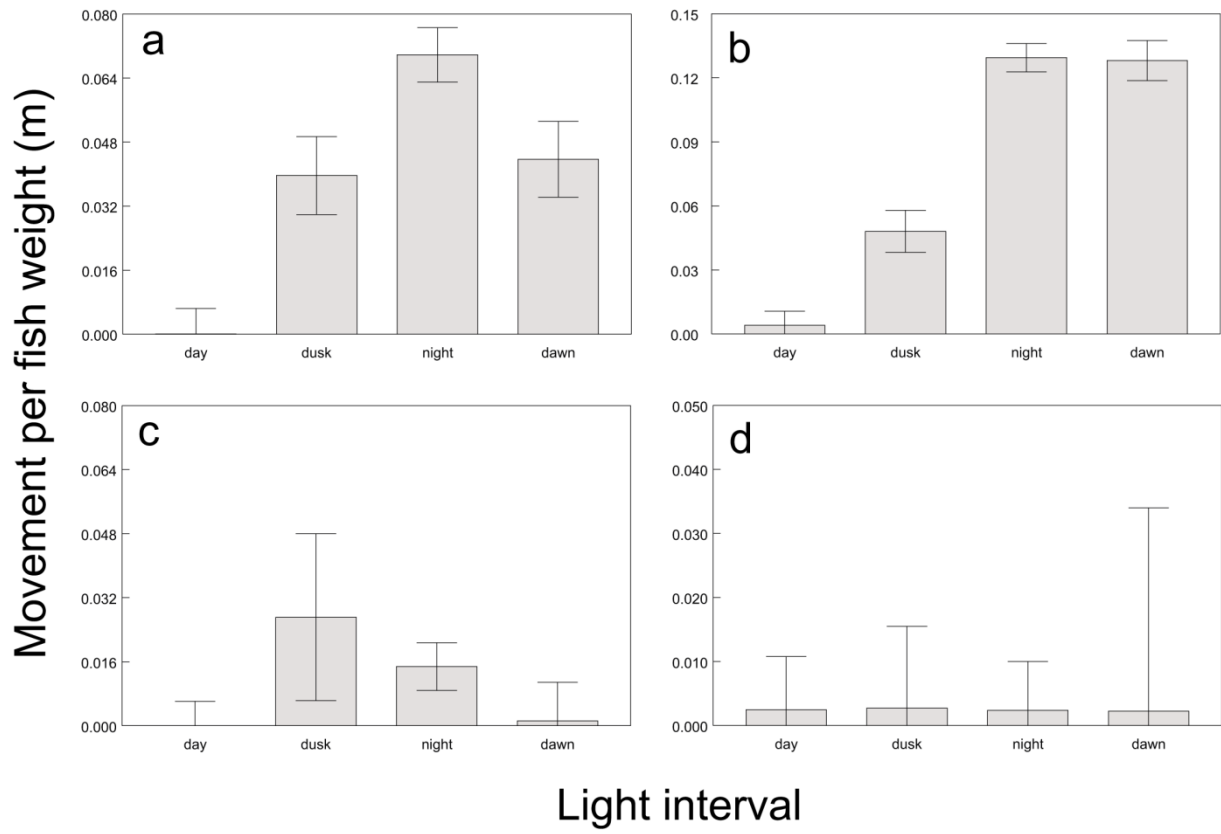


Fig 5. Catfish movement per fish weight across light intervals during spring (a), summer (b), autumn (c) and winter (d). Values are adjusted means \pm s.e.

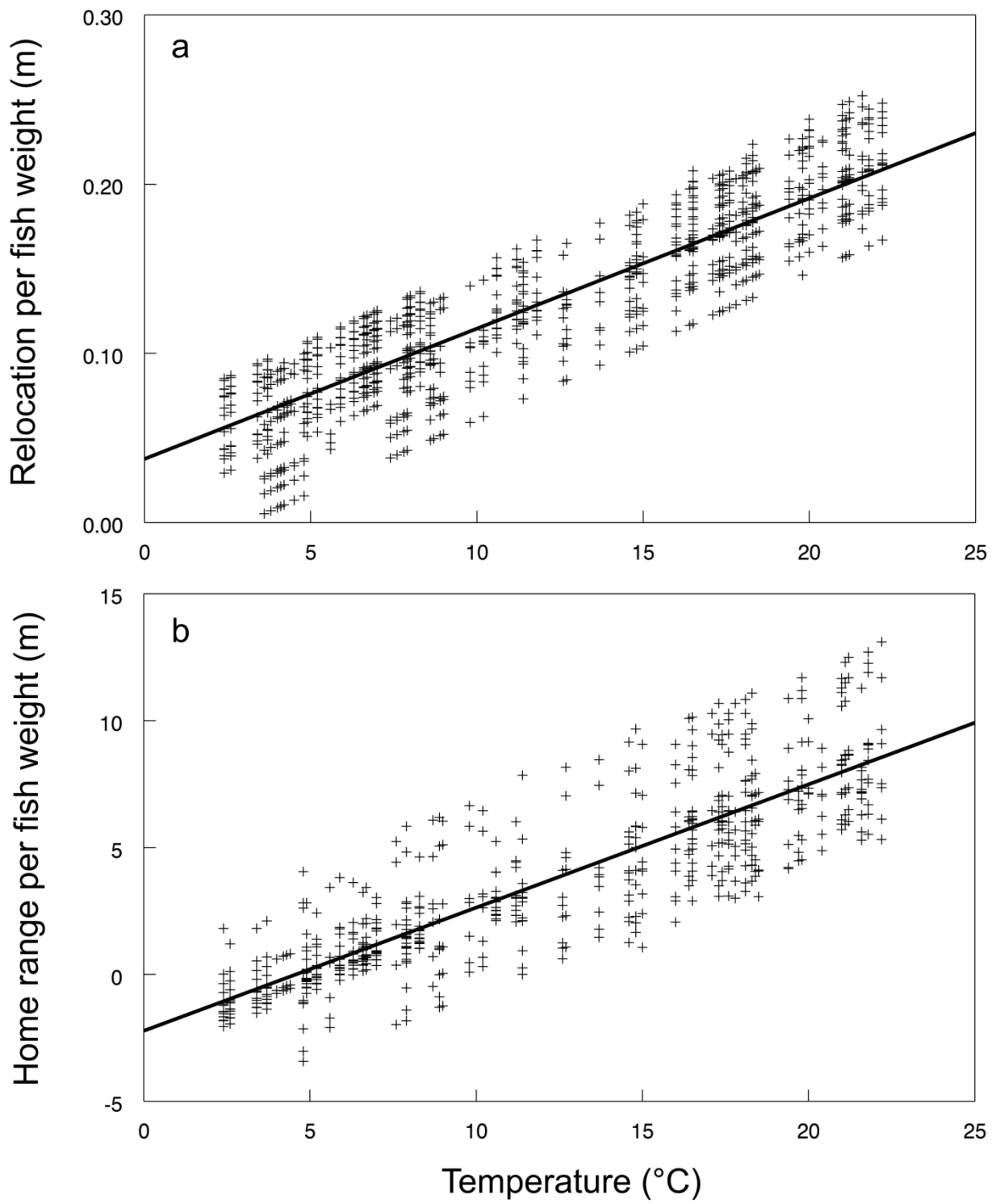


Fig 6. Relationship between catfish relocation (a), home range (b) and temperature.

References

- Aarestrup, K., Jepsen, N., Koed, A. & Pedersen, S. (2005). Movement and mortality of stocked brown trout in a stream. *Journal of Fish Biology* **66**: 721–728.
- Alanärä, A., Burns, M.D. & Metcalfe, N.B. 2001. Intraspecific resource partitioning in brown trout: the temporal distribution of foraging is determined by social rank. *Journal of Animal Ecology* **70**: 980–986.
- Bolliet, V., Aranda, A. & Boujard T. 2001. Demand-feeding rhythm in rainbow trout and European catfish: synchronisation by photoperiod and food availability. *Physiology & Behavior* **73**: 625–633.
- Boujard, T. 1995. Diel rhythms of feeding activity in the European catfish, *Silurus glanis*. *Physiology and Behaviour* **4**: 641–645.
- Brännäs, E. 2008. Temporal resource partitioning varies with individual competitive ability: a test with Arctic charr visiting a feeding site from a refuge. *Journal of Fish Biology* **73**: 1–12.
- Carol, J., Zamora, L. & García-Berthou E. 2007. Preliminary telemetry data on the patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 450–45.
- Cook, D.C. 1978. Foraging behaviour and food of grey herons on the Ythan Estuary. *Bird Study* **54**: 17-22.
- Copp, H.G., Britton, J.R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E. & Stakėnas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* **10**: 252–282.
- Cucherousset, J., Boulėtreau, S., Azėmar, F., Compin, A., Guillaume M. & Santoul F. 2012. “Freshwater Killer Whales”: Beaching Behaviour of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PLoS ONE* **7(12)**: e50840.
- Danėk, T. & Kalous, L. 2013. Spy elimination: note on expulsion of telemetry transmitter from the body of juvenile European catfish (*Silurus glanis*). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **77**: 5–8.

- Daněk, T., Kalous, L., Petrtýl, M. & Horký, P. 2014. Move or die: change of European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **414**: 08.
- David, B.O., Closs, G.P., Crow, S.K. & Hansen, E.A. 2007. Is diel activity determined by social rank in a drift-feeding stream fish dominance hierarchy? *Animal Behaviour* **74**: 259–263.
- De Robertis, A., Ryer, C.H., Veloza, A., Brodeur, R.D. 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60(12)**: 1517–1526.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B* **252**: 135–139.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindas, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* **62**: 295–308.
- Kalous, L., Daněk, T., Kopecký, O. & Petrtýl, M. 2014. Impact of telemetry transmitter implantation on growth of juvenile european catfish. *Scientia Agriculturae Bohemica* **45**: 93–97.
- Kenward, M. G. & Roger, J. H. (1997). Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics* **53**: 983–997.
- Lelek, A., Libosvářský, J., Peňáz, M., Bezděk, R. & Macháček Z, 1964. Observation on fish under ice in winter. *Ekologia Polska (Seria A)* **12**: 305–312.
- Nilsson, P.A. & Brönmark, C. 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos* **88**: 539–546.
- Paine, R.T. 1976. Size-Limited Predation: An Observational and Experimental Approach with the *Mytilus-Pisaster* Interaction. *Ecology* **57**: 858–873.
- Pohlmann, K., Grasso, F.W. & Breithaupt, T. 2001. Tracking wakes: the nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **98**: 7371–7374.

- Reebs, G. S. 2002. Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **12**: 349–371.
- Riehle, M. D. & Griffith, J. S. 1993. Changes in habitat utilization and feeding chronology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in fall and the onset of winter in Silver Creek, Idaho. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 2119–2128.
- Slavík, O., Horký, P. 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecology of Freshwater Fish* **18**: 501–506.
- Slavík O. & Horký P. (2012). Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology* **81**: 2223–2234.
- Slavík, O., Horký, P., Bartoš, L., Kolářová, J. & Randák T. 2007. Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology* **71**: 101–114.
- Slavík, O., Pešta, M., Horký, P. 2011. Effect of grading on energy consumption in European catfish *Silurus glanis*. *Aquaculture* **313**: 73–78.
- Sogard, S.M. 1997. Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of Marine Science* **60**: 1129–57.
- Suter, W. 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. *Ardea* **85**: 135–138.
- Tesch, F. W. 1977. *The Eel – Biology and Management of Anguillid Eels*. London: Chapman & Hall. 434 pp.
- Tao, J., Little, R., Patetta, M., Truxillo, C. & Wolinger R. (2002). *Mixed the SAS System Course Notes*. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Thorpe, J.E. 1978. *Rhythmic Activity of Fishes*. London: Academic Press. 312 pp.
- Ultsch, G.R. 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among freshwater fishes, turtles and snakes. *Biological Reviews* **64**: 435–516.
- Utne-Palm, A.C. 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* **35**: 111–28.
- Valdimarsson, S.K., Metcalfe, N.B. & Huntingford, F.A. 1997. Seasonal changes in sheltering effect of light and temperature on diel activity in juvenile salmon. *Animal Behaviour* **54**: 1405–1412.